

**Titre:** Quantification des impacts reliés à l'utilisation de la ressource eau  
**Title:** en analyse du cycle de vie : définition d'un cadre d'étude et  
développement de facteurs de caractérisation

**Auteur:** Jean-Baptiste Bayart  
**Author:**

**Date:** 2008

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Bayart, J.-B. (2008). Quantification des impacts reliés à l'utilisation de la ressource  
**Citation:** eau en analyse du cycle de vie : définition d'un cadre d'étude et développement  
de facteurs de caractérisation [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de  
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8377/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**  
Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:**  
**PolyPublie URL:** <https://publications.polymtl.ca/8377/>

**Directeurs de  
recherche:**  
**Advisors:**

**Programme:** Non spécifié  
**Program:**

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

QUANTIFICATION DES IMPACTS RELIÉS À L'UTILISATION DE LA  
RESSOURCE EAU EN ANALYSE DU CYCLE DE VIE : DÉFINITION D'UN  
CADRE D'ÉTUDE ET DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE  
CARACTÉRISATION

JEAN-BAPTISTE BAYART

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE  
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION  
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES  
(GÉNIE CHIMIQUE)

NOVEMBRE 2008



Library and  
Archives Canada

Published Heritage  
Branch

395 Wellington Street  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

Bibliothèque et  
Archives Canada

Direction du  
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

*Your file    Votre référence*

*ISBN: 978-0-494-47650-5*

*Our file    Notre référence*

*ISBN: 978-0-494-47650-5*

#### NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

#### AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

---

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

QUANTIFICATION DES IMPACTS RELIÉS À L'UTILISATION DE LA  
RESSOURCE EAU EN ANALYSE DU CYCLE DE VIE : DÉFINITION D'UN  
CADRE D'ÉTUDE ET DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE  
CARACTÉRISATION

présenté par : BAYART Jean-Baptiste

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. STUART Paul, Ph.D., président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et directrice de recherche

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre

*À Amandine, pour son soutien et sa patience*

*Au Québec et aux Québécois pour ces années inoubliables*

## **Remerciements**

J'aimerais tout d'abord remercier ma directrice Louise Deschênes pour son soutien et sa disponibilité tout au long de ce projet. Merci également à Réjean Samson et à Daniel Normandin pour avoir rendu ce projet possible.

J'aimerais également remercier les partenaires industriels de la Chaire Internationale en Analyse du Cycle de Vie : Alcan, Arcelor Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Électricité de France/Gaz de France, Hydro-Québec, Johnson and Johnson, Le Mouvement des Caisses Desjardins, Rona, Total et Veolia Environnement.

Je remercie aussi tous les membres du CIRAIG qui m'ont aidé dans ce projet. Un merci particulier à Cécile Bulle, Manuele Margni et Valérie Bécaert pour votre disponibilité et pour vos idées.

J'aimerais aussi remercier Emmanuelle Aoustin et François Vince de Veolia Environnement pour avoir proposé ce sujet d'étude et pour les précieuses informations fournies. Merci également à Annette Koehler et Stephan Pfister de l'ETH Zurich pour leur participation aux réflexions.

J'aimerais enfin remercier toutes les personnes du CIRAIG, étudiants, analystes et agents de recherches, pour avoir contribué à rendre ces deux années à Montréal inoubliables.

## Résumé

Ce projet de maîtrise présente les premiers travaux pour l'élaboration d'une méthode permettant de prendre en compte les impacts de l'utilisation après pompage (off-stream) de la ressource eau en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Assurer une ressource suffisante (en quantité et en qualité) est un enjeu environnemental majeur des prochaines décennies. L'ACV est un outil d'évaluation environnemental permettant d'analyser l'empreinte écologique des produits et des services afin d'aider les décideurs à choisir les solutions minimisant les impacts sur l'environnement. La ressource eau n'est pas prise en compte de manière adaptée dans les différentes méthodes ACV. D'une part, les différentes méthodes d'inventaire ne permettent pas de quantifier correctement l'utilisation de la ressource. D'autre part, pratiquement aucune méthode d'évaluation des impacts ne propose de facteurs de caractérisation pour l'utilisation de la ressource : les résultats des ACV ne permettent pas d'analyser l'influence du système de produit sur la ressource eau.

Ce projet a deux objectifs principaux. 1) Le premier est de définir un cadre d'étude générale pour la prise en compte de la ressource eau en ACV. Il s'agit de i) harmoniser les définitions relatives à la ressource eau dans le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie; ii) améliorer la méthode d'inventaire; iii) définir les catégories d'impact affectées par l'utilisation de la ressource eau; iv) identifier les chaînes cause-effet; et v) proposer une procédure permettant de distinguer les impacts engendrés selon le contexte régional et le type d'eau utilisé. 2) Le second objectif consiste à proposer des éléments pour la quantification des impacts. Il s'agit de vi) proposer une méthode d'inventaire applicable; vi) développer des éléments de modélisation pour quantifier les impacts du manque d'eau pour les usages humains; et vii) proposer des pistes pour la suite du développement de cette méthode.

L'hypothèse de recherche de ce projet est la suivante : l'intensité des impacts environnementaux liés à l'utilisation de la ressource eau est fonction du type d'utilisation, du contexte géographique, et du type et de la qualité de la ressource.

Le premier volet de ce projet consiste à définir un cadre d'étude général.

Afin de pouvoir distinguer les différents types d'usages de la ressource, il est nécessaire au cours de l'inventaire de définir des types d'eau et de quantifier et qualifier l'eau entrant et sortant du système de produit.

Puis, trois éléments d'intérêt environnemental sont distingués : il est essentiel de disposer d'une ressource en quantité suffisante pour les besoins humains; il faut que la ressource soit en quantité suffisante pour les écosystèmes; et il est essentiel de maintenir une ressource durable pour les futures générations. Le débalancement de l'un de ces principes génère des impacts environnementaux. Ceux-ci sont exprimés dans une chaîne cause-effet.

Une ressource insuffisante pour les usages humains affecte la nouvelle catégorie d'impact proposée : « privation de la ressource eau pour les usages humains », et ultimement la vie humaine. Cependant, si la région à l'étude dispose de richesses économiques suffisantes, elle s'adaptera au manque d'eau grâce à des procédés de compensation (ex : dessalement, importation). Les impacts de ces derniers sont évalués suivant un schéma ACV traditionnel.

Une ressource insuffisante pour les écosystèmes affecte la nouvelle catégorie d'impact « privation de la ressource eau pour les écosystèmes », et ultimement l'environnement biotique.

Un usage abusif de la ressource peut mener à son épuisement dans le futur. La nouvelle catégorie d'impact « épuisement de la ressource eau » exprime ce phénomène. Cela affecte ultimement l'environnement abiotique.



Le second volet de ce projet consiste à modéliser certains aspects de la chaîne cause effet.

Une méthode d'inventaire concrète et applicable est proposée.

Une procédure pour le développement de facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'impact « privation de la ressource eau pour les usages humains » est décrite. Ce facteur de caractérisation est fonction de trois paramètres : la disponibilité, la qualité et l'usage. Ce dernier inclus notamment la capacité d'adaptation au manque et les usages potentiels du type d'eau à l'étude. Le résultat s'exprime en « m<sup>3</sup> - eau potable équivalent - indisponible pour les usages humains ». La méthode est régionalisée et des facteurs de caractérisation sont calculés pour différents pays. Les pays ayant des facteurs de caractérisation élevés correspondent bien aux zones où des problèmes liés au manque d'eau sont avérés. Par exemple, des valeurs importantes sont obtenues pour la Jordanie, la Syrie et le Turkménistan (3,879; 3,137; 4,207 m<sup>3</sup> - eau potable équivalent - indisponible pour les usages humains /m<sup>3</sup> eau de surface de mauvaise qualité respectivement). Ces pays correspondent bien à des zones de stress hydriques importantes (bassins versants du Nil, du Jourdain, du Tigre et Euphrate et de la mer d'Aral).

Si les ressources économiques le permettent, le manque d'eau potable sera compensé par des procédés qui, associés à un traitement conventionnel, permettront d'utiliser des ressources alternatives (nano-filtration ou osmose inverse). Ces scénarios sont modélisés et l'impact additionnel est estimé pour un certain nombre de pays. Les impacts de ces procédés de compensation sont maximums dans les pays où il existe de réels problèmes de disponibilité d'eau.

Par la suite, il faudra modéliser les deux autres nouveaux indicateurs d'impacts proposés. Pour quantifier la « privation de la ressource eau pour les écosystèmes », il est recommandé de prendre en compte la disponibilité et la valeur écologique de la

ressource. L' « épuisement de la ressource eau » correspond à l'usage consommant excédant le taux de renouvellement.

Des points de discussions sont enfin soulignés. Les scénarios de compensation pour d'autres activités (agriculture, industrie, etc.) doivent être établis. Un travail de recherche de données est nécessaire afin de déterminer des facteurs de caractérisation à une échelle croisant le pays et le bassin versant. La dimension temporelle doit aussi être intégrée. L'estimation des incertitudes devra être faite. Des recherches sont nécessaires pour lier les nouveaux indicateurs problèmes avec les indicateurs de dommages (santé humaine, biodiversité, etc.).

Ce projet a permis de définir les bases pour l'élaboration d'une méthode ACV relative à l'utilisation de la ressource eau. Un cadre d'étude général est fixé. Il est établi que les impacts varient selon le type d'utilisation, le contexte géographique, la qualité et le type de ressource utilisé. Même si de nombreux éléments de modélisation restent à définir, le travail effectué a démontré l'applicabilité du cadre d'étude proposé.

## **Abstract**

This project presents the first outcomes of the development of a method that considers impacts of « off-stream » use of the freshwater resource within the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Ensuring a sufficient resource supply (in quantity and quality) of freshwater will be a major environmental challenge for the coming decades. LCA is an environmental assessment tool that measures the ecological footprint of products and services in order to help decision makers make choices minimizing environmental impacts. Consideration of freshwater resources is not adapted within existing LCA methodologies. First, Life Cycle Inventory methodologies do not allow quantifying freshwater use correctly. In addition, almost no impact assessment methodology provides characterization factors for freshwater use, leading to final LCA results that do not allow assessing the influence of product system on the freshwater resource.

This project has two main objectives. 1) To define a general framework for the consideration of the freshwater resource within LCA. This framework includes : i) an harmonization of the terminology for assessment of freshwater use within LCA; ii) guidelines for inventory methodology improvements; iii) a definition of impact categories affected by freshwater use; iv) proposed cause/effect chains linking freshwater use and impact categories; and v) a proposed procedure allowing to distinguish which impacts are generated according to the regional context and the type of water used. 2) The second objective involves proposing elements for impact quantification. It includes vi) the definition of a methodology for water use quantification (inventory methodology); vi) the development of modeling elements for the quantification of impacts generated by water shortage for human uses; vii) a proposal for future development of this method.

The research hypothesis of this project is the following : impact intensity is dependent on the type of use, geographical context, quality and type of resource used.

The first component of this project consists in the definition of a general framework.

In order to distinguish different types of resource use within the inventory phase, it is necessary to define some water types, and to quantify and qualify the water entering and leaving the product system.

Following this step, three elements of environmental concern are distinguished : it is essential to have a sufficient resource supply for human needs; the resource should be sufficient for ecosystems; and it is essential to maintain a sustainable resource for future generations. An imbalance in one of these elements generates environmental burdens. They are expressed within the cause/effect chain.

An insufficient resource for human needs affects the new impact category named : « freshwater deprivation for human uses », and ultimately human life. However, if the area studied has sufficient economic wealth, it will adapt to the lack of resource through compensation processes (e.g. desalination, import). Impacts of these processes are assessed through a traditional LCA scheme.

An insufficient resource for ecosystems affects the new impact category named « freshwater deprivation for ecosystems », and ultimately, the biotic environment.

An abusive use of the resource could lead to depletion. The new impact category named « freshwater depletion » expresses this phenomenon. It ultimately affects the abiotic environment.

The second component of this project aims to model various parts of the cause/effect chain.

An applicable method for the inventory phase is proposed.

A scheme for the development of characterization factors for the impact category « freshwater deprivation for human uses » is presented. This characterization factor is

calculated as a function of three parameters : the availability, the quality and the usage. The latter includes the ability of downstream users to adapt to the water shortage, and the potential uses of the considered water type. The result is expressed in « m<sup>3</sup> - potable water equivalent - unavailable for human uses ». The method is regionalized and characterization factors are calculated for some countries. Countries showing high characterization factors are those where freshwater issues are prevalent.

If economic resources are sufficient, the lack of potable water will be compensated through processes allowing the use of alternative resources, such as nano-filtration or reverse osmosis. These compensation processes are modeled and additional impacts are estimated for several countries. High impacts are measured in countries where freshwater availability issues prevail. For example, high values are obtained for Jordan, Syria and Turkmenistan (3,879; 3,137; 4,207 m<sup>3</sup> - potable water equivalent - unavailable for human uses/m<sup>3</sup> of low quality surface water respectively). These countries correspond to areas under freshwater stress (Nil, Tigre and Euphrate and Aral Sea watersheds).

In addition, two new impact indicators will be modeled. To quantify « freshwater deprivation for ecosystems », it is recommended to consider freshwater availability and ecological value of the resource. « Freshwater depletion » corresponds to a consumptive use exceeding the renewability rate.

Some discussion points will be highlighted. Compensation scenarios for other water dependant activities (agriculture, industry, etc.) should be established. Data collection is required to calculate characterization factors for a scale crossing watersheds and countries. The temporal dimension should also be integrated. Uncertainty estimation has

to be performed. Research is required to link new impact indicators with damage indicators (human health, biodiversity, etc.).

This project sets the basis for the elaboration of an LCA methodology to assess freshwater use. A general framework is defined. It is established that impacts vary among types of use, geographical context, quality and type of resource used. Although many elements for modeling remain to be developed, the presented work demonstrates the applicability of the proposed framework.

## Table des matières

<b>DÉDICACE.....</b>	<b>IV</b>
<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>V</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>VI</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>X</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES.....</b>	<b>XIV</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>XVIII</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>XXII</b>
<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>XXV</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....</b>	<b>XXVI</b>
<b>CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Problématique .....</b>	<b>1</b>
1.1.1 La question du manque d'eau croissant.....	1
1.1.2 L'analyse du Cycle de Vie : un outil d'évaluation environnemental .....	2
1.1.3 La ressource eau et l'Analyse du Cycle de Vie .....	2
<b>1.2 Hypothèse et objectifs .....</b>	<b>5</b>
1.2.1 Hypothèse de recherche.....	5
1.2.2 Objectifs .....	5
<b>1.3 Contenu du mémoire .....</b>	<b>7</b>
<b>CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE .....</b>	<b>8</b>
<b>2.1 Problématique de la ressource eau .....</b>	<b>8</b>
2.1.1 État hydrologique de la planète.....	8
2.1.2 Le rôle de la ressource eau.....	11
2.1.3 Quantification du stress hydrique .....	17
2.1.4 Impacts du stress hydrique.....	21

2.1.5	Solutions face au manque d'eau.....	26
<b>2.2</b>	<b>L'analyse du Cycle de Vie (ACV).....</b>	<b>27</b>
2.2.1	Définition de l'Analyse du Cycle de Vie.....	27
2.2.2	Méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie .....	29
2.2.3	Forces et faiblesses de l'Analyse du Cycle de Vie.....	37
<b>2.3</b>	<b>Les ressources en Analyse du Cycle de Vie.....</b>	<b>38</b>
2.3.1	La considération des ressources en Analyse du Cycle de Vie.....	38
2.3.2	La ressource eau en Analyse du Cycle de Vie .....	44
<b>CHAPITRE 3</b>	<b>DÉFINITION D'UN CADRE D'ÉTUDE .....</b>	<b>54</b>
<b>3.1</b>	<b>Présentation de l'article.....</b>	<b>54</b>
<b>3.2</b>	<b>A Framework for Assessing Off-Stream Freshwater Use in LCA .....</b>	<b>54</b>
3.2.1	Abstract .....	54
3.2.2	Introduction.....	56
3.2.3	Main features : the key issues surrounding off-stream freshwater uses .....	60
3.2.4	Description of the three impact pathways .....	66
3.2.5	Discussion.....	76
3.2.6	Conclusion.....	78
3.2.7	Acknowledgments.....	79
3.2.8	References .....	79
<b>3.3</b>	<b>Précisions lexicales .....</b>	<b>83</b>
<b>CHAPITRE 4</b>	<b>MODÉLISATION.....</b>	<b>84</b>
<b>4.1</b>	<b>Amélioration de la méthode d'inventaire .....</b>	<b>84</b>
4.1.1	Identification des flux élémentaires .....	84
4.1.2	Quantification des flux élémentaire .....	91
<b>4.2</b>	<b>Impacts de la baisse de la disponibilité de la ressource pour les usages humains .....</b>	<b>93</b>
4.2.1	Modification de la disponibilité pour les différents utilisateurs .....	94
4.2.2	Choix entre manque et compensation.....	99



4.2.3	Modélisation de la « privation de la ressource eau pour les usages humains » .....	102
4.2.4	Modélisation d'un scénario de compensation .....	108
<b>4.3</b>	<b>Développement d'un outil de calcul .....</b>	<b>119</b>
4.3.1	Données utilisées .....	119
4.3.2	Présentation de l'outil .....	121
<b>4.4</b>	<b>Résultats .....</b>	<b>122</b>
4.4.1	Facteurs de caractérisation pour la privation pour l'usage humain .....	122
4.4.2	Scores d'impacts pour les procédés de compensation .....	131
<b>CHAPITRE 5 DÉVELOPPEMENTS FUTURS : DÉVELOPPEMENT DES AUTRES FACTEURS DE CARACTÉRISATIONS PROBLÈMES .....</b>		<b>139</b>
<b>5.1</b>	<b>Modélisation de la privation de la ressource eau pour les écosystèmes .....</b>	<b>139</b>
5.1.1	Facteur de rareté .....	139
5.1.2	Valeur écologique de la ressource .....	139
5.1.3	Calcul du facteur de caractérisation .....	140
<b>5.2</b>	<b>Modélisation de l'épuisement de la ressource .....</b>	<b>141</b>
5.2.1	Principe .....	141
5.2.2	Calcul de l'indicateur d'impact .....	141
5.2.3	Application .....	142
<b>CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE .....</b>		<b>143</b>
<b>6.1</b>	<b>Retour sur le cadre d'étude .....</b>	<b>143</b>
<b>6.2</b>	<b>Retour sur la modélisation .....</b>	<b>144</b>
<b>6.3</b>	<b>Liens avec les dommages .....</b>	<b>146</b>
6.3.1	Liens « privation de la ressource eau pour les usages humain » - vie humaine .....	147
6.3.2	Liens « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » - environnement biotique .....	148
6.3.3	Liens « épuisement de la ressource eau » - environnement abiotique .....	149

<b>CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>151</b>
<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>154</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>169</b>

## Liste des tableaux

Tableau 2.1 Calcul du WPI (adapté de Lawrence <i>et al.</i> , 2002) .....	20
Tableau 2.2 Paramètres de qualité et indicateurs .....	21
Tableau 2.3 Catégories et d'indicateurs d'impacts environnementaux (adapté de Udo de Haes <i>et al.</i> , 2002).....	32
Tableau 2.4 Principales méthodes EICV, concepteurs, et orientation .....	35
Tableau 2.5 Les différents types de ressource eau proposés par la base de données Ecoinvent.....	46
Tableau 2.6 Valeurs des facteurs de pondération pour le calcul des éco-facteurs selon la méthode Swiss Ecoscarcity 2006 (adapté de Frischknecht <i>et al.</i> , 2008) .....	50
Tableau 3.1 Illustration of the water use inventory data calculation* .....	63
Tableau 3.2 Illustration of functionality definition for each water type .....	67
Tableau 3.3-1 Freshwater contemporary human users from the technosphere and impacts of reduction in water availability (part 1) .....	72
Tableau 3.3-2 Freshwater contemporary human users from the technosphere and impacts of reduction in water availability (part 2) .....	73
Tableau 4.1 Les différentes recommandations pour les choix de type de ressource .....	85
Tableau 4.2 Cahier des charges pour le choix des différents types de ressources.....	86
Tableau 4.3 Identification des types d'eau.....	90
Tableau 4.4 Collecte des données d'inventaire et quantification des flux élémentaire ..	91
Tableau 4.5 Application de la méthode d'inventaire à l'étude de cas de l'ACV du petit cycle de l'eau réalisée par Lassaux et al., 2007 .....	93
Tableau 4.6 Fonctionnalité des différents types d'eau.....	95
Tableau 4.7 Fonctionnalités des types d'eau appliqués au modèle.....	96

Tableau 4.8 Valeurs seuils des paramètres socio-économiques pour le choix entre manque et compensation .....	100
Tableau 4.9 Facteur de rareté de certains pays pour les types d'eau 2, 6 et 8 .....	106
Tableau 4.10 Paramètres et indices de qualité pour les types d'eau 2, 6 et 8 .....	108
Tableau 4.11 Facteurs d'efficacité des filières de production d'eau potable .....	111
Tableau 4.12 Choix du scénario de compensation en fonction de l'indice de rareté....	114
Tableau 4.13 Données utilisées pour l'implémentation du logiciel .....	120
Tableau 4.14 Pays dont les facteurs de caractérisation pour la « privation de la ressource eau pour les usages humains » ont pu être établis. ....	121
Tableau 4.15 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 1 (adapté de Lawrence <i>et al.</i> , 2002) .....	123
Tableau 4.16 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 2 (adapté de Lawrence <i>et al.</i> , 2002) .....	125
Tableau 4.17 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 3 (adapté de Lawrence <i>et al.</i> , 2002) .....	126
Tableau 4.18 Facteurs de caractérisation pour la catégorie d'impact « privation de la ressource eau pour les usages humains » et indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 4 (Lawrence <i>et al.</i> , 2002) .....	127
Tableau 4.19 Facteurs pour le calcul du score de compensation pour l'usage domestique pour différents pays .....	131
Tableau 6.1 Description des catégories de dommages (tiré de Margni <i>et al.</i> , 2008) ....	147
Tableau B.1 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière conventionnelle .....	173
Tableau B.2 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière nano-filtration .....	174

Tableau B.3 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière osmose inverse .....	175
Tableau B.4 Mix énergétiques des différents pays pour lesquels les procédés de compensation sont modélisés (exprimé en pourcentage de la production totale) .....	176
Tableau B.5-1 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 1) .....	177
Tableau B.5-2 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 2) .....	178
Tableau B.5-3 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 3) .....	179
Tableau B.6-1 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 1) .....	180
Tableau B.6-2 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 2) .....	180
Tableau B.6-3 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 3) .....	180
Tableau D.1-1 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 1) .....	183
Tableau D.1-2 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 2) .....	184
Tableau D.1-3 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 3) .....	185
Tableau D.2-1 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 1) ....	186
Tableau D.2-2 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 2) ....	186

Tableau D.2-3 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de  $1\text{m}^3$  d'eau  
selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 3) .... 187

## Liste des figures

Figure 2.1 Répartition de l'eau renouvelable (précipitations) en mm/an (tiré de Shiklomanov, 1997) .....	9
Figure 2.2 L'eau: source d'interaction entre les sphères économiques, environnementales et sociétales (tiré de UNCSD, 1997).....	11
Figure 2.3 Prélèvements d'eau selon les secteurs d'activité en 2000 (adapté de World Resource Institute, 2004) .....	13
Figure 2.4 Répartition des prélèvements d'eau et de la population par continent (adapté de Shiklomanov, 1997).....	13
Figure 2.5 Indicateur de Falkenmark - valeurs en 1995 (tiré de World Resource Institute, 2003) .....	17
Figure 2.6 Ratio de criticité par pays (tiré de FAO - Aquastat, 2007) .....	18
Figure 2.7 Représentation matricielle du WPI (tiré de Sullivan, 2002).....	19
Figure 2.8 Étapes du cycle de vie d'un produit, service ou procédé.....	27
Figure 2.9 Cadre de l'ACV (tiré de ISO 14040, 2006).....	29
Figure 2.10 Exemple de système de produit (tiré de ISO 14040, 2006).....	31
Figure 2.11 Étapes de l'Évaluation des impacts du cycle de vie (tiré de ISO 14040, 2006) .....	33
Figure 2.12 Cadre d'étude pour l'évaluation des impacts du cycle de vie – impacts niveau problème et impacts niveau dommage (tiré de Jolliet et Müller-Wenk, 2004) .....	34
Figure 2.13 Chaîne cause-effet (adapté de Bauer <i>et al.</i> , 2007) .....	52
Figure 3.1 Elements of environmental concern according to water functions and time scale.....	63

Figure 3.2 Description of the cause/effect chain.....	65
Figure 4.1 Flux d'eau impliqués dans le petit cycle de l'eau (tiré de Lassaux <i>et al.</i> , 2007).....	92
Figure 4.2 Détail de l'allocation de la fonctionnalité.....	94
Figure 4.3 Choix entre les scénarios de manque et de compensation.....	99
Figure 4.4 Détermination de la capacité d'adaptation .....	101
Figure 4.5 Calcul de l'indice de rareté.....	105
Figure 4.6 Relation entre le paramètre de qualité et l'indice de qualité .....	107
Figure 4.8 Classement des pays selon 4 catégories .....	122
Figure 4.9 Carte des valeurs du facteur de caractérisation pour l'eau type 2 .....	130
Figure 4.10 Carte des valeurs du facteur de caractérisation pour l'eau type 6 .....	130
Figure 4.11 Comparaison relative des scores d'impact (dommages) des scénarios de compensation pour l'usage domestique lié à l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau type 2 (souterraine, bonne qualité).....	132
Figure 4.12 Comparaison relative des scores de dommages des scénarios de compensation pour l'usage domestique liés à l'utilisation de 1m <sup>3</sup> d'eau type 6 (surface, mauvaise qualité).....	133
Figure 4.13 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de 1m <sup>3</sup> d'eau pour la catégorie de dommage santé humaine.....	135
Figure 4.14 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de 1m <sup>3</sup> d'eau pour la catégorie de dommage qualité de l'écosystème .	135
Figure 4.15 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de 1m <sup>3</sup> d'eau pour la catégorie de dommage changement climatique .	135
Figure 4.16 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de 1m <sup>3</sup> d'eau pour la catégorie de dommage ressources naturelles .....	136



Figure 5.1 Pays dans lesquels l'usage consommant de la ressource entraîne l'épuisement de la ressource .....	142
Figure A.1 Feuille de calcul Aquastat (tiré de FAO, 2007) .....	170
Figure A.2 Modèle hydrologique de Döll (tiré de Döll <i>et al.</i> , 2003) .....	171
Figure B.1 Description de la filière conventionnelle de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008) .....	172
Figure B.2 Description de la filière nano-filtration de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008) .....	172
Figure B.3 Description de la filière osmose inverse de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008) .....	173
Figure B.4 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière conventionnelle.....	181
Figure B.5 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière nano-filtration .....	181
Figure B.6 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière osmose inverse.....	182

## Liste des annexes

Annexe A Modèles hydrologiques .....	170
Annexe B Analyse du Cycle de Vie des procédés de compensation .....	172
Annexe C Scores d'impact additionnel .....	183

## Liste des sigles et abréviations

$\alpha$	Indice de rareté
ACV	Analyse de Cycle de Vie
AF	Attribution de la Fonctionnalité
AICV	Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie
$\beta$	Indice de valeur écologique de la ressource
BOD	Biochemical Oxygen Demand (demande biologique en oxygène)
CA	Capacité d'Adaptation
CR	Criticality Ratio (ratio de criticalité)
DALY	Disability Adjusted Life Year (année de vie perdue)
EICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
EMC	Eau Manquante pouvant être Compensée
EMNC	Eau Manquante Non Compensée
EPI	Eau Potable Indisponible
FAO	Food and Agriculture Organisation of the United Nations (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
FC	Facteur de Caractérisation
I	Score d'impact pour la production de 1 m <sup>3</sup> d'eau potable
I <sub>comp</sub>	Score d'impact pour la production de 1 m <sup>3</sup> d'eau potable à partir du scénario de compensation
I <sub>épuiement</sub>	Indicateur d'impact pour l'épuisement de la ressource eau

IA	Score d'impact additionnel du scénario de compensation
IWRM	Integrated Water Resource Management (gestion intégrée de la ressource eau)
RM	Répartition de l'eau Manquante
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MD	Modification de la Disponibilité
MES	Matière en Suspension
MJ	Méga Joule
Q	Indice de qualité
PDF	Potentially Disappeared Fraction (pourcentage d'espèces disparues)
UCTE	Union for the Coordination of Transmission of Electricity (union pour la coordination du transport de l'électricité)
WDE	Freshwater Depletion (épuisement de la ressource eau)
WDHU	Freshwater Deprivation for Ecosystems (privation de la ressource eau pour les écosystèmes)
WPI	Freshwater Deprivation for Human Uses (privation de la ressource eau pour les usages humains)
	Water Poverty Index (indice de pauvreté de l'eau)

# Chapitre 1 Introduction

## 1.1 Problématique

### 1.1.1 La question du manque d'eau croissant

Bien que théoriquement en quantité suffisante pour répondre aux besoins des hommes et des écosystèmes, la ressource eau fait l'objet de nombreux problèmes. Du fait de son inégale répartition dans l'espace et dans le temps, les situations de stress hydrique sont en perpétuelle augmentation. Il est établi que le problème du manque d'eau est un enjeu environnemental majeur pour les prochaines décennies au même titre que les changements climatiques (UNESCO, 2006). Cela est principalement dû au développement des activités humaines. En cause, la croissance de la population mais aussi le développement économique et l'urbanisation faisant augmenter les demandes domestiques, d'irrigations et industrielles. L'édification de barrages, le drainage agricole et l'imperméabilisation des sols due à l'urbanisation sont également des phénomènes perturbant le cycle de l'eau (Nixon *et al.*, 2000). En 1999, l'Organisation des Nations Unies (ONU) estimait à 460 millions le nombre de personnes souffrant du manque d'eau dans le monde. Certaines projections estiment que ce chiffre s'élèvera à 4,3 milliards d'ici 2050, soit le quart de la population mondiale (UNESCO, 2003).

Face à ce problème, il est important de réagir. Aussi, la gestion des ressources hydriques fait-elle partie des priorités environnementales actuelles. Le chapitre 18.2 de l'Agenda 21 stipule que (UNCSD, 1992) :

*L'objectif général est de veiller à ce que l'ensemble de la population de la planète dispose en permanence d'approvisionnements suffisants en eau de bonne qualité tout en préservant les fonctions hydrologiques, biologiques et chimiques des écosystèmes, en adaptant les activités humaines à la capacité limite de la nature et en luttant contre les vecteurs des maladies liées à l'eau.*

Afin d'assurer une ressource pérenne en quantité et en qualité pour chacun des utilisateurs potentiels, il est nécessaire de disposer d'outils permettant de mieux

comprendre les enjeux liés à l'utilisation de l'eau. Les décideurs doivent pouvoir comprendre et analyser les impacts de leurs choix sur la ressource.

### **1.1.2 L'analyse du Cycle de Vie : un outil d'évaluation environnemental**

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode permettant de comparer les impacts environnementaux potentiels de différents produits, procédés ou services ayant la même fonction. Les impacts environnementaux liés à chacune des étapes du cycle de vie, de l'extraction des matières premières à la gestion de la fin de vie en passant par la fabrication, le transport ou l'utilisation, sont quantifiés. Différentes catégories d'impacts environnementales (santé humaine, qualité de l'écosystème, épuisement des ressources, etc.) sont étudiées. Cette méthode permet de mettre en évidence les déplacements d'impacts entre les phases du cycle de vie ou entre les différentes catégories d'impact.

Normalisée ISO (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) et soutenue par la Société de Chimie et Toxicité Environnementale (SETAC) et par le Programme Environnemental des Nations Unies (PNUE), l'ACV est un outil d'évaluation environnemental performant.

Cette méthode relativement récente est en constante évolution afin de proposer des résultats de plus en plus précis et détaillés. Par exemple, les méthodes tendent aujourd'hui vers des résultats régionalisés pour pouvoir identifier la variabilité spatiale des impacts. On cherche aussi à connaître les effets d'un maximum de substances. Aussi, de nombreuses recherches sont encore nécessaires afin de perfectionner l'ACV.

### **1.1.3 La ressource eau et l'Analyse du Cycle de Vie**

A ce jour, la ressource eau n'est pas prise en compte de manière adaptée en ACV. D'une part, les flux d'eau entrant et sortant au cours de chacune des phases du cycle de vie sont comptabilisés de manière incomplète :

- La plupart des bases de données donnent des informations uniquement sur le volume entrant dans le processus (input). Aucune information n'est donnée sur le volume sortant (output). Le bilan de masse en eau ne peut donc être établi.

- Les différents types de ressources (ex : souterraine, surface, etc.) et qualité d'eau ne sont pas systématiquement distingués. Les informations se limitent généralement à un volume d'eau : les ressources sont alors implicitement considérées comme équivalentes.

D'autre part, à ce jour, une seule méthode propose un indicateur permettant de prendre en compte l'utilisation de la ressource eau (Frischknecht *et al.*, 2008). Cette méthode est récente et encore au stade de développement. La procédure pour traduire l'utilisation de l'eau en impact environnemental proposée par cette méthode doit être améliorée.

Face à ces constatations, il apparaît un manque méthodologique en ACV. Le développement d'une méthode permettant de quantifier les impacts de l'utilisation de l'eau est considéré comme un défi majeur pour l'amélioration de cet outil (Jolliet et Müller-Wenk, 2004; Koehler, 2008).

Certains praticiens de l'ACV ont mis en évidence ce vide méthodologique. Lorsque les systèmes à l'étude sont des consommateurs importants d'eau ou sont situés dans des régions de stress hydrique, les résultats des ACV pourraient souffrir d'un manque de représentativité important. Les études suivantes ont mis en avant ce manque.

Vince et ses collaborateurs (Vince, 2008; Vince *et al.*, 2008b) comparent différentes filières de production d'eau potable (traitement conventionnel simple, traitement conventionnel associé à un procédé de microfiltration ou d'osmose inverse, etc.). Les résultats montrent que l'impact environnemental est l'image de la dépense énergétique nécessaire au traitement de l'eau. Ainsi, les filières énergivores telles que l'association d'un traitement conventionnel avec un procédé membranaire ont un impact environnemental supérieur aux filières conventionnelles. Cependant, ces dernières nécessitent l'emploi d'une ressource de qualité supérieure et contribuent donc potentiellement à l'épuisement de celle-ci. Les filières dites alternatives permettent d'utiliser des ressources de mauvaises qualité mais ayant une disponibilité supérieure (exemple : eau de mer). La distinction entre l'utilisation de ces différents types de ressources n'apparaît pas dans les résultats actuels de l'ACV. Il faut souligner que c'est

suite à ces constatations que l'entreprise Veolia Environnement a proposé le sujet de cette maîtrise à la Chaire Industriel Internationale en Analyse du Cycle de Vie (unité de recherche du CIRAIG) de l'école Polytechnique Montréal.

De même, Raluy et ses collaborateurs (Raluy *et al.*, 2005) comparent deux options pour approvisionner en eau une partie de la côte méditerranéenne espagnole. La première alternative consiste à détourner la rivière Ebro. La seconde consiste à mettre en place des installations de dessalement par osmose inverse. Les impacts environnementaux des deux solutions sont à peu près équivalents : l'osmose inverse demande plus d'énergie pour la phase d'opération, mais la construction des canaux pour le détournement de la rivière Ebro a un impact important. Cependant, le détournement de la rivière prive certains écosystèmes de cette ressource et ce paramètre n'est pas considéré dans les impacts.

Dans un autre domaine, Sanjuan et ses collaborateurs (Sanjuan *et al.*, 2005) comparent différentes solutions pour la production d'oranges en Espagne. Celle-ci a recourt à l'irrigation intensive du fait de l'aridité du climat. L'auteur souligne que dans la comparaison des différentes solutions, la consommation d'eau n'est pas considérée. Cela serait pourtant nécessaire afin d'avoir une comparaison plus complète des différentes solutions, d'autant plus que l'étude a lieu dans le bassin méditerranéen où le manque d'eau est un problème avéré.

Bauer et ses collaborateurs (Bauer *et al.*, 2007) expliquent que l'affinage de l'aluminium, comme d'autres procédés métallurgiques, utilise une grande quantité d'eau. Le stress hydrique est un paramètre à prendre en compte lorsque l'on étudie ces procédés d'un point de vue ACV

Landu et Brent (Landu et Brent, 2006) évaluent les impacts environnementaux pour fournir de l'eau à une zone industrielle en Afrique du Sud. Il apparaît dans cette étude que c'est l'extraction de la ressource qui est en premier lieu responsable des impacts environnementaux. Cela est dû à la situation de pénurie d'eau dans laquelle se trouve la région considérée.



Globalement, le vide méthodologique concernant les impacts liés à l'utilisation de l'eau en ACV est constaté pour tous les types d'activités. Cette déficience apparaît d'autant plus problématique lorsque les activités à l'étude nécessitent un usage intensif de la ressource. C'est vrai dans le domaine de la production d'eau domestique (eau potable), mais également dans le domaine agricole (irrigation) ou industriel (métallurgie, pâtes et papiers). La pertinence de cette prise en compte augmente avec la rareté de la ressource.

Évaluer les impacts liés à l'utilisation de l'eau en ACV permettrait d'améliorer la représentativité des résultats d'ACV. Cela permettrait également de mieux comprendre les effets des procédés sur la ressource eau. Les décideurs pourraient alors faire des choix permettant d'éviter un usage déraisonnable de la ressource qui mènerait à des problèmes environnementaux majeurs. Une telle méthode serait alors un outil d'aide à la décision permettant, entre autres, de donner des indications sur le choix de la localisation des procédés ou encore sur le choix des types d'eau à utiliser afin de minimiser les impacts.

## **1.2 Hypothèse et objectifs**

### **1.2.1 Hypothèse de recherche**

L'intensité des impacts environnementaux reliés à l'utilisation de la ressource eau est fonction du type d'utilisation, du contexte géographique, et du type et de la qualité de la ressource.

### **1.2.2 Objectifs**

La prise en compte de la ressource eau en ACV représente un travail important ne pouvant être couvert par un seul projet de maîtrise. Peu de recherches ont été faites sur ce sujet jusqu'à présent. Il s'agit donc de poser les premières bases et non de développer une méthode complète applicable.

Ce mémoire a deux objectifs principaux. Dans un premier temps il s'agit de définir un cadre d'étude général permettant d'identifier les principaux impacts liés à l'utilisation

après pompage (off-stream) de la ressource eau. Dans un second temps, certains aspects de la chaîne causes-effets sont modélisés quantitativement.

#### *1.2.2.1 Définition d'un cadre d'étude*

Il est nécessaire de définir un cadre d'étude consensuel permettant d'identifier quels sont les impacts de l'utilisation de la ressource eau. Cela consiste à :

- i) Harmoniser les définitions relatives à la ressource eau dans le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie.
- ii) Proposer des améliorations de la méthode d'inventaire du cycle de vie afin de mieux quantifier et qualifier l'utilisation de la ressource eau.
- iii) Définir l'ensemble des catégories d'impact pouvant être affectées par l'utilisation de la ressource eau.
- iv) Proposer un ensemble de chaînes cause-effet mettant en relation l'utilisation de la ressource eau et les catégories d'impacts.
- v) Proposer une procédure permettant de distinguer les impacts engendrés selon le contexte régional.

#### *1.2.2.2 Modélisation*

Afin d'avancer vers une méthode complète et applicable, mais aussi de démontrer la faisabilité des concepts proposés, certains éléments de la chaîne cause-effet seront modélisés quantitativement. Ainsi, on se propose dans ce mémoire de :

- i) Définir une méthode de quantification de l'utilisation de l'eau adaptée aux spécificités de cette ressource (méthode d'inventaire).
- ii) Développer des éléments de modélisation pour représenter les impacts du manque d'eau pour les usages humains. Cela comprend notamment :
  - Le développement d'une méthode opérationnelle pour le calcul d'un nouvel indicateur d'impact relatif au manque d'eau pour les usages humains. Des facteurs de caractérisation seront proposés.

- La modélisation de scénarios de compensation liés à la production d'eau potable.
- iii) Proposer des pistes de réflexion pour le développement de méthodes opérationnelles pour le calcul de deux autres nouveaux indicateurs d'impacts, et pour lier les nouveaux indicateurs d'impacts avec les catégories de dommages utilisées en ACV.

### **1.3 Contenu du mémoire**

La revue de littérature (chapitre 2) revient dans un premier temps sur la problématique de la ressource eau : son état et les problèmes liés à son utilisation intensive. Puis, ce chapitre décrit l'ACV et les méthodes existantes pour la prise en compte des ressources abiotiques en général et de l'eau en particulier. Le chapitre 3 décrit le cadre d'étude élaboré. Ce chapitre constitue l'article scientifique soumis à International Journal of Life Cycle Assessment. Le chapitre 4 présente le travail de modélisation effectué et les résultats obtenus. Le chapitre 5 décrit des pistes de réflexion pour la suite du projet. Le chapitre 6 est une discussion générale sur ce projet.

## Chapitre 2      Revue de littérature

### 2.1 Problématique de la ressource eau

#### 2.1.1 État hydrologique de la planète

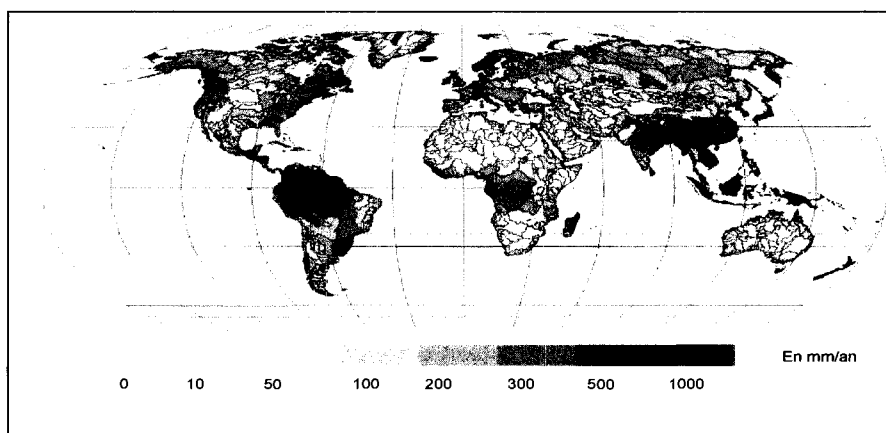
##### 2.1.1.1 Les différents types d'eau et leur répartition

Si nous avons baptisé la Terre de Planète Bleue c'est parce que l'eau y a une place prépondérante. Elle recouvre 70 % de la surface du globe (UNCSD, 1997) et le volume total est estimé à 1386 millions de km<sup>3</sup> (Shiklomanov, 1997), mais la majeure partie de cette ressource n'est pas exploitable par tous les utilisateurs. L'eau salée des océans représente 97,5 % de la ressource totale. Parmi les 2,5 % d'eau douce restant, 69,8 % constituent la glace des pôles et des régions montagneuses, et 30,8 % l'humidité des sols ou l'eau souterraine profonde. Il en résulte que l'eau douce facilement accessible par l'homme représente environ 1 % de celle disponible sur la terre (Shiklomanov, 1997; UNCSD, 1997).

Ces données sont des moyennes sur le long terme de la répartition de la ressource. En réalité, ces valeurs varient constamment du fait des échanges entre les types de ressources et entre l'atmosphère, les océans et les continents (cycle de l'eau). Le volume global des précipitations terrestres est estimé à 108 000 km<sup>3</sup>/an, alors que l'évapotranspiration est estimée à 61 000 km<sup>3</sup>/an. Il y a donc un surplus de 47 000 km<sup>3</sup>/an qui correspond au débit des rivières de surfaces et souterraines et au taux de recharge des réservoirs de surfaces (lacs) et souterrains (aquifères). C'est ce qu'on appelle l'eau renouvelable (Seckler *et al.*, 1998).

Il existe un déséquilibre géographique dans la répartition des ressources en eau douce (figure 2.1). Même si l'eau souterraine disponible est estimée à 10 millions de m<sup>3</sup>, quantité théoriquement suffisante pour répondre aux besoins humains, la majeure partie de celle-ci est difficilement accessible car elle se trouve dans des régions éloignées ou à

des profondeurs importantes (Shiklomanov, 1997). De même, la répartition de l'eau de surface est inégale entre les régions. Cela va des déserts tels que le Sahara ou le Gobi, ne connaissant que très rarement la pluie, aux régions humides pouvant connaître plusieurs mètres de précipitations tous les ans. La majeure partie de celles-ci est drainée par des cours d'eau importants : l'Amazonie emporte 16 % du ruissellement mondial et le bassin Congo-Zaïre emporte à lui seul le tiers des eaux des rivières africaines (UNCSD, 1997).



**Figure 2.1 Répartition de l'eau renouvelable (précipitations) en mm/an (tiré de Shiklomanov, 1997)**

#### *2.1.1.2 Estimations de la disponibilité de la ressource eau*

Il est intéressant de connaître la disponibilité locale en eau. Plusieurs bases de données permettent de connaître la quantité d'eau disponible par région. Les échelles utilisées varient. L'objectif de ce travail est de proposer un modèle disponible pour un maximum de zones géographiques et adapté aux particularités de l'ACV. L'utilisation de bases de données et de modèles proposant un maximum de résultat et ayant des échelles compatibles avec les pratiques actuelles de l'ACV (continent, pays ou bassin versant) sera privilégiée.

Les Nations Unies ont joué un rôle important dans le développement du suivi de l'état des ressources en eau. Un certain nombre de programmes ont été lancés afin de mieux connaître l'état des ressources (FAO, 2006b). Parmi les bases de données construites, il faut distinguer Aquastat. C'est un outil développé par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) regroupant, entre autres, l'ensemble des

données hydrologiques à l'échelle du pays (FAO, 2007). Il présente l'avantage de centraliser un grand nombre de données et d'être récent : la dernière synthèse des données date de 2007. En revanche, les campagnes de mesures n'ont pas été effectuées simultanément dans tous les pays. De plus, l'échelle n'est pas forcément adaptée : les variations au sein d'un même pays peuvent être très importantes. Le modèle utilisé par Aquastat consiste principalement à un ensemble de bilans de masse. A partir des relevés pluviométriques et des estimations des volumes d'évaporation et d'évapotranspiration, la quantité d'eau renouvelable produite sur le territoire est calculée. La mesure des débits d'eau traversant les frontières de la région à l'étude permet de calculer la quantité d'eau renouvelable provenant de l'extérieur. La quantité totale d'eau renouvelable disponible dans la région est alors calculée comme étant la somme de l'eau renouvelable interne (pluviométrie - évaporation - évapotranspiration) et externe (eau entrant dans le pays - eau sortant du pays). L'eau de surface est distinguée de l'eau souterraine. Les résultats proposés sont des moyennes annuelles. C'est encore ici une limite du modèle : la variabilité temporelle de la disponibilité de la ressource au sein d'une même année est importante. La feuille de calcul utilisée pour le calcul de la disponibilité de la ressource pour chaque pays est présentée à l'annexe A (FAO, 2003).

Aujourd'hui, cependant, les principes de la gestion intégrée de la ressource eau (Integrated Water Resource Management, IWRM) préconisent une gestion de la ressource à l'échelle du bassin versant (Alcamo *et al.*, 1997; Seckler *et al.*, 1998; Lundqvist et Gleick, 2000; FAO, 2006b). Connaître la disponibilité de la ressource à cette échelle est donc utile afin d'adapter le modèle aux recommandations sur la gestion de la ressource eau. Le modèle WaterGAP 2 développé par Alcamo (Alcamo *et al.*, 2003a) combine un modèle hydrologique et un modèle d'estimation des utilisations humaines de la ressource eau. L'avantage de ce modèle est que les données sont disponibles pour certains bassins versant. Le modèle hydrologique est décrit en détail par Döll (Döll *et al.*, 2003) et est présenté à l'annexe A. Il s'agit d'un modèle global permettant d'estimer les échanges hydrologiques entre l'atmosphère et la terre (échelle verticale) et entre les différents types de ressources (échelle horizontale). Il a pour

résolution spatiale des cellules de 0,5° de côté. Par la suite, les résultats sont extrapolés à tout le bassin versants. Les données utilisées pour la modélisation proviennent de stations de mesures réparties sur toute la surface du globe. Malheureusement, les données publiées ne concernent qu'un nombre limité de bassins versants. De plus, aucune distinction n'est faite entre les différents types de ressources.

Estimer l'état hydrologique des régions géographiques n'est pas l'objectif de ce projet mais il est nécessaire de s'assurer de la disponibilité de données pour la faisabilité de la méthode. Les résultats obtenus par les modèles présentés ci-dessus pourront être utilisés pour estimer le stress hydrique dans le modèle qui sera construit.

## 2.1.2 Le rôle de la ressource eau

### 2.1.2.1 Les différents types d'utilisation de la ressource eau

L'eau joue un rôle prépondérant sur la Terre. Comme le montre la figure 2.2, elle est une source d'interaction entre les trois sphères du développement durable. Préserver cette ressource est essentiel pour le bien-être humain mais aussi pour les écosystèmes.

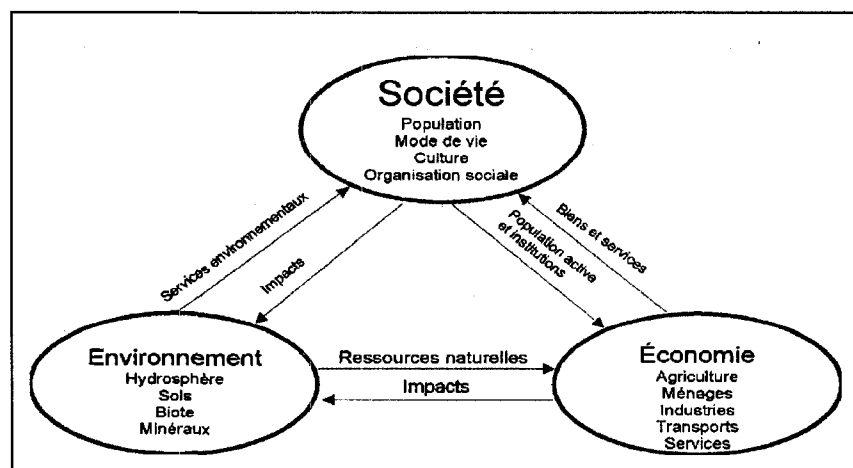


Figure 2.2 L'eau : source d'interaction entre les sphères économiques, environnementales et sociétales (tiré de UNCSD, 1997)

L'eau répond à plusieurs besoins humains. Elle sert à maintenir la santé humaine à travers l'utilisation d'une eau de bonne qualité pour les besoins d'hydratation et

sanitaires. Elle sert à maintenir les fonctions de production, à la fois industrielle, énergétique (hydro-électricité et refroidissement), et biotiques (agriculture irriguée, pêche et aquaculture). L'eau a un rôle de support au transport des marchandises. Elle permet également le développement des activités de loisirs. Elle a, enfin, un rôle psychologique : certaines ressources ont une valeur esthétique ou culturelle (Lundqvist et Gleick, 2000).

D'autre part, la ressource joue un rôle essentiel pour les écosystèmes : elle est nécessaire au développement de la vie. La richesse de la biodiversité sera entre autre dépendante de la disponibilité en eau (Lundqvist et Gleick, 2000).

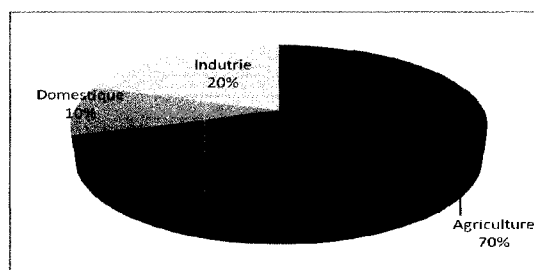
#### *2.1.2.2 Les usages humains*

Il existe deux types d'utilisation de la ressource eau (Owens, 2001). L'usage dans le flux (in-stream) correspond à une utilisation de l'eau en la laissant dans son milieu naturel. C'est le cas par exemple de la baignade ou de la navigation, de la pêche, ou encore de l'utilisation de l'eau pour la production d'hydroélectricité. En revanche, l'usage après pompage (off-stream) correspond à l'usage de l'eau ayant nécessité un pompage de la ressource. Les exemples sont l'utilisation de l'eau pour les besoins domestiques, d'irrigation, ou encore industriels. Il faut également distinguer l'usage dégradatif et l'usage consommant (Owens, 2001). Dans le cas de l'usage dégradatif, l'eau est utilisée mais reste dans le bassin versant en ayant potentiellement subi une variation de qualité. L'usage consommant correspondant à un usage retirant une quantité de ressource au bassin versant, par évapotranspiration, intégration à un produit, ou transfert vers un autre bassin versant ou vers la mer. Combiner ces définitions permet de distinguer quatre types d'utilisation de la ressource illustrés par les exemples suivants. Le réchauffement de l'eau suite à son turbinage correspond à un usage dans le flux (in-stream) dégradatif alors que l'évaporation de l'eau dans une retenue de barrage correspond à un usage dans le flux (in-stream) consommant. Le réchauffement d'une rivière suite à son passage au sein du système de refroidissement correspond à un usage après pompage (off-stream) dégradatif alors que l'eau d'irrigation évapotranspirée correspond à un usage après



pompage (off-stream) consommant. Ce projet s'intéresse aux impacts de l'usage après pompage (off-stream) consommant et dégradatif de la ressource.

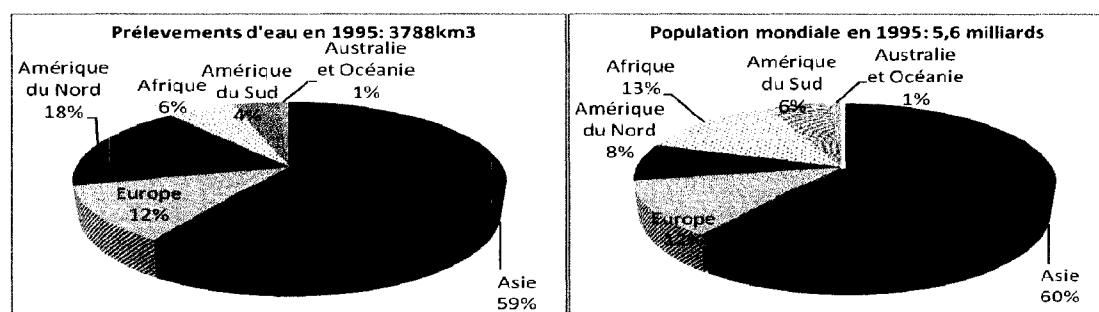
Certains problèmes liés à la ressource eau ont pour origine les prélèvements humains. En 2005, on les estimait à 3828,46 km<sup>3</sup>/an, répartis entre les différents secteurs d'activités comme présenté à la figure 2.3.



**Figure 2.3 Prélèvements d'eau selon les secteurs d'activité en 2000 (adapté de World Resource Institute, 2004)**

Le secteur agricole est le premier utilisateur d'eau, principalement à des fins d'irrigation. 70 % de l'eau utilisée pour l'agriculture est consommée (usage consommant), contre 16 % pour l'eau domestique et 11 % pour l'industrie. Même s'il faudrait replacer ces chiffres dans un contexte local, c'est bien l'agriculture qui est le premier contributeur de l'épuisement de la ressource eau (World Resource Institute, 2004).

Les consommations varient fortement selon les régions du monde (figure 2.4). Le taux de prélèvement par personne est estimé à 1498 m<sup>3</sup>/an au Canada contre 7 m<sup>3</sup>/an en Centrafrique (World Resource Institute, 2004).



**Figure 2.4 Répartition des prélèvements d'eau et de la population par continent (adapté de Shiklomanov, 1997)**

Il existe un certain équilibre entre la part des prélèvements et la population pour l'Europe, l'Asie, l'Amérique du Sud et l'Océanie. Les prélèvements par habitants sont stabilisés dans ces régions qui ont déjà effectué leur «révolution verte», c'est-à-dire la modernisation de l'agriculture engendrant, entre autres, une augmentation du volume des prélèvements agricoles. L'Amérique du Nord a le taux d'utilisation d'eau par habitant le plus élevé, principalement à cause de la production agricole très importante située parfois dans des lieux non-adaptés nécessitant une irrigation importante. Le niveau de vie élevé explique également cette constatation. En revanche, l'Afrique a le taux d'utilisation d'eau par habitant le moins élevé. C'est le continent ayant la disponibilité d'eau par habitant la plus faible, mais c'est surtout le manque d'infrastructures permettant l'accès à l'eau qui explique cette constatation. Alcamo et ses collaborateurs (Alcamo *et al.*, 1997) ont montré que les prélèvements en eau augmentaient avec le niveau de développement d'un pays. En revanche, une fois atteint un certain seuil, le pays est capable de prendre des décisions permettant de limiter le taux d'utilisation. La majorité des pays africains n'ont pas encore atteint le niveau de développement permettant d'accroître les prélèvements d'eau pour développer l'économie ou l'agriculture. Une augmentation du taux d'utilisation de la ressource au cours des prochaines années est à prévoir sur ce continent.

De manière générale, toutes les projections démontrent que le volume total des prélèvements va augmenter dans les prochaines années. Différents facteurs expliquent cette projection (Vince, 2005) :

- La croissance démographique : on estime que la population mondiale sera comprise entre 8,5 et 12 milliards d'individus en 2050 (IPCC, 2000). Les besoins en eau potable et sanitaire vont augmenter significativement.
- La croissance de la demande alimentaire : celle-ci est directement liée à la croissance de la population. Les besoins d'irrigation vont augmenter avec la quantité de nourriture nécessaire pour nourrir la population grandissante. Les changements des habitudes alimentaires, liés au développement, augmentent

également les volumes d'eau nécessaires à la production de nourriture. Par exemple, la production de un kilogramme de viande de bœuf nécessite  $16 \text{ m}^3$  d'eau alors que la production de un kilogramme de maïs en nécessite  $0,9 \text{ m}^3$  (University of Twente et UNESCO-IHE, 2008).

- L'urbanisation : la population des villes consomme plus d'eau. De plus, la densification de la population engendre des problèmes de stress hydrique locaux.
- Le développement économique et la mondialisation : l'industrie exerce une pression sans cesse plus importante sur les ressources.
- L'évolution du style de vie : dans de nombreux pays, le confort rime avec une augmentation des prélèvements en eau. C'est particulièrement le cas dans des pays comme l'Inde ou la Chine.
- Le développement du tourisme : aujourd'hui, les hommes veulent voyager tout en maintenant leur style de vie ce qui pousse à installer des activités consommatrices d'eau (piscine, terrains de golf, etc.) dans des régions arides.
- Les changements climatiques : les prévisions estiment que les précipitations seront moins importantes dans les régions tropicales, ce qui augmentera encore la nécessité d'irrigation (IPCC, 2001).

Ainsi, tous les scénarios estiment les prélèvements humains représenteront plus de  $6000 \text{ km}^3$  / an en 2055 (Shen *et al.*, 2008).

### 2.1.2.3 Estimations des prélèvements d'eau

Pour déterminer le stress hydrique, il faut connaître le taux d'utilisation de la ressource, et plus particulièrement le taux de prélèvement.

La base de données Aquastat propose une estimation des prélèvements d'eau par pays (FAO, 2007). La répartition des prélèvements selon les trois principaux secteurs économiques (domestique, agriculture et industrie) est faite, tout comme la distinction entre les prélèvements d'eau souterraine et d'eau de surface. La base de données

Earthtrend proposée par le World Resource Institute reprend ces données et propose en plus une estimation de la répartition des prélèvements d'eau souterraine par secteur (World Resource Institute, 2004). L'avantage de ces bases de données est le grand nombre de données disponibles. En revanche, certaines valeurs sont anciennes ce qui est problématique si l'on considère l'évolution importante des taux de l'utilisation de l'eau. L'échelle utilisée par ces bases de données (le pays) est moins problématique que dans le cas de la disponibilité de la ressource car le volume des prélèvements dépend d'avantage de la richesse que de la disponibilité en eau (Alcamo *et al.*, 1997). Les valeurs proposées sont issues d'une compilation d'études faites dans les différents pays. Les prélèvements agricoles sont estimés selon le type de culture et le volume de production agricole. Les prélèvements domestiques sont estimés à partir des valeurs de Produit Intérieur Brut (PIB) et de population, tandis que les prélèvements industriels sont estimés à partir des valeurs de PIB (Frenken, 2008). Malheureusement, les modèles d'estimation des prélèvements ne sont pas détaillés.

Le modèle Water GAP 2 propose une estimation des prélèvements répartie selon les trois secteurs économiques (Alcamo *et al.*, 2003b). L'échelle choisie est un croisement entre le bassin versant et le pays. Cela permet d'avoir l'échelle adaptée à la fois en ce qui concerne la disponibilité de la ressource (bassin versant) et la richesse (pays). Les prélèvements domestiques sont modélisés à partir de la valeur du Produit Intérieur Brut (PIB) et des futures évolutions technologiques. Les prélèvements industriels sont estimés à partir de la quantité d'énergie produite dans la région étudiée et des futures évolutions technologiques. Enfin, les prélèvements agricoles sont estimés à partir du volume de culture et d'élevage, le type de culture et le climat étant pris en compte. Ce modèle présente l'avantage de pouvoir estimer les prélèvements d'eau à partir de peu de données, disponibles de surcroît (PIB, production électrique, production agricole). Il ne nécessite pas de relevés de terrain. La comparaison des résultats de ce modèle avec ceux obtenus grâce à d'autres modèles a démontré sa pertinence. En revanche, il serait intéressant de diviser le secteur industriel en un ensemble de sous-secteurs. De plus, le modèle ne distingue pas les différents types de ressources.

### 2.1.3 Quantification du stress hydrique

L'état de la ressource eau est fonction de deux principaux paramètres : la quantité et la qualité.

#### 2.1.3.1 Indicateurs de quantité

Il existe plusieurs indicateurs permettant de mesurer le manque d'eau. Rijsbeman (2006) en propose une revue critique.

L'indicateur de Falkenmark, ou indice de stress hydrique, représente la disponibilité en eau par habitant (Falkenmark *et al.*, 1989). Une disponibilité d'eau renouvelable de 1700 m<sup>3</sup>/capita/an est considérée comme le seuil de stress hydrique ; 1000 m<sup>3</sup>/capita/an constitue le seuil de manque d'eau et 500 m<sup>3</sup>/capita/an marque un manque d'eau extrême. Cet indicateur a l'avantage d'être compréhensible. De plus, les valeurs sont disponibles. En revanche, les données calculées annuellement ne permettant pas de prendre en compte les variations saisonnières. Les modes de vies et les habitudes de consommation influant sur les volumes nécessaires pour satisfaire la demande humaine ne sont pris en compte dans cet indicateur. La figure 2.5 permet d'identifier les bassins versants faisant face au manque d'eau.

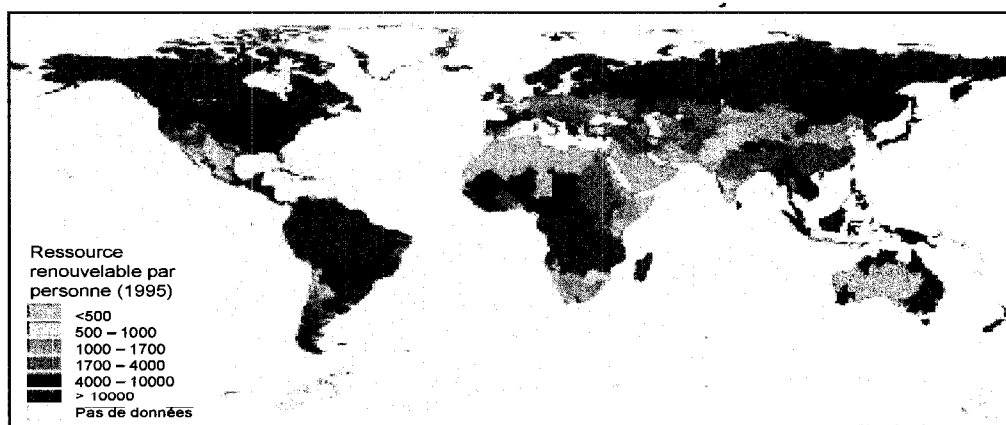
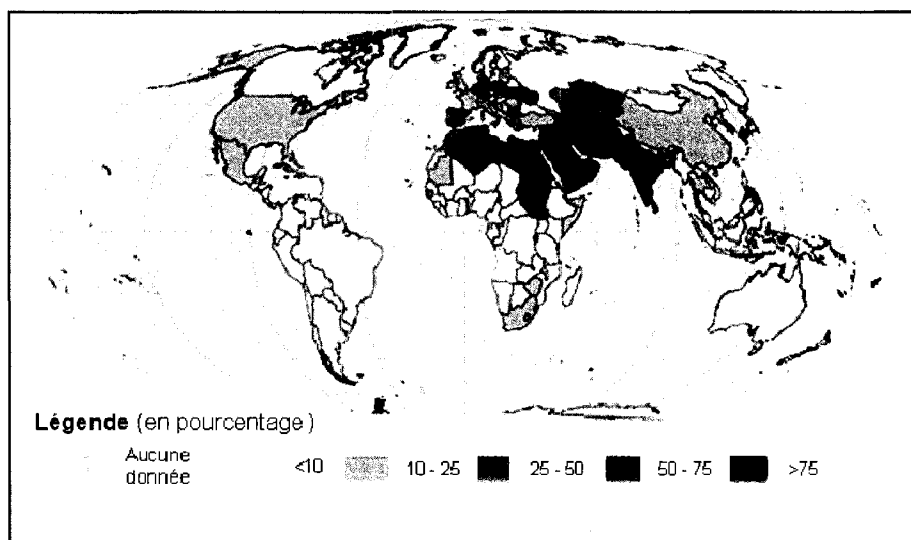


Figure 2.5 Indicateur de Falkenmark - valeurs en 1995 (tiré de World Resource Institute, 2003)

Des recherches ont été menées pour prendre en compte les besoins humains dans l'estimation du manque d'eau. L'indicateur le plus fréquemment utilisé est le ratio de

criticalité (criticality ratio, CR) introduit par Alcamo *et al.* (1997). Il correspond, pour une zone géographique donnée, au rapport entre le volume total des prélèvements humains et la quantité d'eau renouvelable (calculé par année). Des seuils de manque d'eau ont été proposés (UNCSD, 1997). Lorsque les prélèvements humains n'excèdent pas 10 % de la ressource renouvelable, il n'y a pas de stress hydrique : il n'y a pas de problème d'allocation de la ressource entre les différents utilisateurs. Entre 10 et 20 %, la contrainte hydrique est modérée. Afin de prévenir des risques de manque d'eau, des investissements peuvent être nécessaires pour accroître les infrastructures permettant l'approvisionnement en eau. Lorsque le ratio de criticalité est compris entre 20 % et 40 %, la contrainte hydrique est moyenne à élevée. Pour assurer une ressource durable, il est nécessaire d'effectuer des choix d'allocation entre les différents utilisateurs. Il faut également veiller à l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Des investissements pour accroître la disponibilité de la ressource sont nécessaires. Lorsque le ratio de criticalité dépasse 40 %, la contrainte hydrique est élevée. Il existe alors une grande pénurie d'eau qui a pour effet d'endommager les écosystèmes, d'appauvrir les aquifères et de limiter la croissance économique. Une gestion de l'offre et de la demande est alors indispensable.

La figure 2.6 permet d'identifier à l'échelle du pays les zones de stress hydrique.



**Figure 2.6 Ratio de criticalité par pays (tiré de FAO - Aquastat, 2007)**

Cet indicateur est largement reconnu. Cependant, l'échelle temporelle couramment utilisée (l'année) n'est pas adaptée car les variations saisonnières ne sont pas considérées. De plus, cet indicateur ne prend pas en compte la capacité d'adaptation d'une région au manque d'eau.

Intégrer des paramètres socio-économiques dans la quantification du manque d'eau a été plusieurs fois proposé. Les problèmes de manque d'eau pour les humains sont autant liés à une capacité d'accès à la ressource limitée qu'à une faible disponibilité de la ressource. Par exemple, les ratios de criticalité de la Belgique et du Bangladesh sont très proches, mais la Belgique possède les infrastructures permettant de recycler l'eau et de la réutiliser. En Israël, la quantité d'eau disponible est très faible mais la totalité de la population a accès à l'eau potable alors qu'en République Démocratique du Congo, où la ressource est très abondante, seule 46 % de la population a accès à l'eau potable (World Resource Institute, 2004). L'indicateur le plus abouti pour prendre en compte ces paramètres est l'indice de pauvreté de l'eau (Water Poverty Index, WPI) (Sullivan, 2002). Celui-ci a pour but d'intégrer différents paramètres tels que la disponibilité de l'eau, l'accès à une eau potable de bonne qualité, l'accès à l'eau pour les besoins sanitaires ou le temps nécessaire à la collecte des eaux usagées domestiques. Dans certaines versions de cet indicateur, les besoins en eau des écosystèmes ont également été pris en compte. Cet indicateur a été représenté sous forme matricielle tel qu'illustré à la figure 2.7.

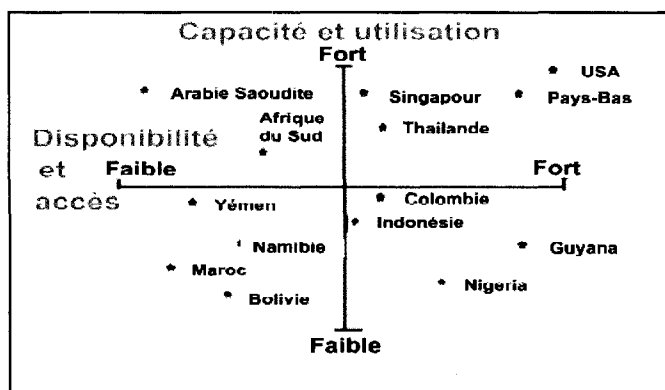


Figure 2.7 Représentation matricielle du WPI (tiré de Sullivan, 2002)

Différentes formules de calcul ont également été proposées. L'une d'entre elle consiste à additionner cinq index représentant les paramètres suivants : disponibilité de la ressource, accès à l'eau, capacité d'accès à l'eau (richesse), utilisation (prélèvement par habitant) et environnement (qualité de la ressource) (Sullivan, 2002). Le tableau 2.1 présente une partie des résultats pour certains pays. Pour chaque paramètre, la valeur maximale est de 0,2. Une valeur de WPI de 1 correspond à un état parfait de la ressource et de son utilisation.

**Tableau 2.1 Calcul du WPI (adapté de Lawrence *et al.*, 2002)**

	Disponibilité	Accès	Capacité	Utilisation	Environnement	WPI
<b>Algérie</b>	0,034	0,117	0,145	0,122	0,078	0,497
<b>Australie</b>	0,119	0,137	0,176	0,065	0,125	0,623
<b>Bangladesh</b>	0,09	0,138	0,101	0,122	0,09	0,47
<b>Canada</b>	0,155	0,200	0,187	0,069	0,165	0,777
<b>Egypte</b>	0,034	0,183	0,133	0,125	0,105	0,580
<b>France</b>	0,079	0,200	0,180	0,080	0,141	0,680

Il y a une volonté de développer des indicateurs de stress hydrique. On s'oriente vers des indicateurs de plus en plus complexes permettant d'intégrer beaucoup de paramètres. Le WPI est sans doute le meilleur aboutissement à ce jour. Certaines limites sont récurrentes dans tous les indicateurs. La variabilité saisonnière de la ressource n'est pas considérée. L'échelle utilisée n'est pas toujours adaptée : le pays est souvent choisi. Il y a une dualité entre le développement d'indicateurs complexes et la disponibilité des données nécessaires au calcul. D'autre part, les valeurs de ces indicateurs trouvées dans la littérature sont souvent anciennes, ce qui est problématique compte tenu de l'évolution de l'état de la ressource eau. Enfin, aucun des indicateurs ne distingue le types de ressource et sa qualité, paramètres pourtant essentiels si on considère le rôle joué par la ressource pour les humains et pour les écosystèmes.



### 2.1.3.2 Indicateurs de qualité

La dégradation d'une ressource peut la rendre inutilisable. La qualité de la ressource peut s'évaluer selon différents paramètres. Owens reprend ces paramètres et propose un ensemble d'indicateurs (tableau 2.2) (Owens, 2001).

La qualité de la ressource eau est fonction de nombreux paramètres que l'on peut difficilement agréger. Connaître la qualité de la ressource eau est cependant important car cette qualité influe sur les usages potentiels et donc sur sa disponibilité.

**Tableau 2.2 Paramètres de qualité et indicateurs**

Paramètres	Indicateurs
Eutrophisation	Concentration en azote ou phosphore
Présence de matière organique	Demande Biochimique en Oxygène (DBO)
Température	Degré Celcius
Microorganismes pathogènes	Présence de <i>Escherichia coli</i> ou de <i>Cryptospridium</i>
Matière en suspension (MES)	Concentration en matière en suspension
Couleur et turbidité	Absorbance
Composants toxiques	Concentration des composants toxiques

### 2.1.4 Impacts du stress hydrique

Afin d'élaborer une méthode permettant de prendre en compte les impacts de l'utilisation de l'eau, ceux-ci doivent dans un premier temps être identifiés.

#### 2.1.4.1 Quelques exemples

Dans cette partie, on s'intéresse à certaines régions du monde qui sont en proie au stress hydrique. Cela permet d'identifier les impacts pour construire la chaîne cause-effet.

#### *La Chine du Nord*

Ces dernières années, les problèmes de manque d'eau se sont gravement accélérés dans cette région. Le niveau des aquifères a plongé (Gadelle, 1995; Brown, 2001). La même baisse de disponibilité est constatée en ce qui concerne les eaux de surface. (Banque Mondiale, 2001; Lasserre 2005e). À cela viennent s'ajouter des problèmes de pollution.

Près de 86 % des cours d'eau traversant les villes sont considérés comme impropres à la consommation et les écosystèmes sont décimés (Lasserre, 2005e). Même si on peut également accuser une baisse des précipitations de 20 à 25 % depuis 1965 (Mainguet, 1996), la raison principale de ces problèmes hydriques est l'explosion de la consommation urbaine et rurale (Lasserre, 2005e). Le manque d'eau est un véritable problème, tant pour les besoins domestiques et agricoles que pour les industries. Ces dernières, lorsqu'elles ne ferment pas, se délocalisent vers l'amont (Lasserre, 2005e).

### *Le Tigre et l'Euphrate*

Ces deux fleuves du Moyen-Orient sont à l'origine de nombreux conflits entre les pays qu'ils traversent (Lasserre, 2005f). C'est en Turquie que prennent source ces fleuves. Ce pays a profité de sa position en amont pour développer d'énormes projets d'aménagement de bassins sans consulter ses voisins de l'aval : l'Iran, l'Irak et la Syrie, pourtant également dépendants de cette ressource. Aujourd'hui, les besoins agricoles des pays en aval ne peuvent être satisfaits (Lasserre, 2005f). C'est ici la gestion politique de la ressource qui est en jeu. La Turquie peut couper les vannes d'approvisionnement de ses voisins comme cela fut le cas en 1991. L'Irak a alors menacé de bombarder les barrages turcs (Lasserre, 2005f).

### *La mer d'Aral*

Dans les années 1950, l'URSS décide de détourner les rivières aboutissant dans la mer d'Aral afin de développer la culture du coton. Le volume d'eau rejoignant la mer d'Aral s'est effondré en 40 ans (Lasserre, 2005h). La surface couverte par la mer a diminué énormément, laissant derrière elle un immense désert. Des dépôts de sel, de nitrate et de pesticides se sont formés et sont transportés par le vent. Outre les problèmes de toxicité, ces retombées augmentent la salinité des sols (Leconte, 1998). Le climat est fortement affecté : la période de gel augmente et compromet la production agricole. La fréquence des tempêtes augmente et la pluviométrie diminue (Lasserre, 2005h). La salinité de la mer a fortement augmenté détruisant la vie marine (Lasserre, 2005h). L'assèchement a

fait baisser le niveau des nappes, faisant disparaître de nombreuses oasis (Perera, 1992). L'irrigation intensive a provoqué une augmentation inquiétante de la salinité des sols (Lasserre, 2005h). Depuis l'éclatement de l'URSS, des problèmes politiques pour l'allocation de la ressource entre les différents pays se sont ajoutés (Elhance, 1997).

### *Le manque d'eau dans le sud et l'ouest américain*

Durant les cinquante dernières années, la consommation d'eau des états du sud et de l'ouest des États-Unis a explosé. Le climat de la plupart de ces états est aride, voire désertique. En Californie, les prélèvements dépassent de 15 % la capacité de renouvellement des aquifères. Les consommations ont augmenté de 70 % en Arizona et de 58,2 % en Floride en 20 ans (Lasserre, 2005c). Dans ce dernier état, la demande en eau excède la capacité de renouvellement des aquifères et des eaux de surfaces depuis 1999 (Mayrand, 1999). Dans les régions des prairies de l'Ouest, le niveau des nappes a considérablement baissé (Mayrand, 1999). Certaines autorités poussent les exploitants agricoles à abandonner les techniques d'irrigation intensives. Déjà envisagée, l'importation d'eau du Canada pourrait devenir une réalité (Lasserre, 2005c).

### *Le bassin du Jourdain*

Le bassin du Jourdain est partagé entre quatre pays : Israël, la Jordanie, le Liban et la Syrie. La source du problème réside dans la surexploitation d'une ressource en quantité limitée. Ainsi, le débit naturel du Jourdain est très éloigné de ce qu'il devrait être (Mutin, 2000). De même, le niveau des nappes phréatiques de Jordanie diminue en même temps que la qualité de l'eau se dégrade (Lasserre, 2005g). Ce manque d'eau est source de conflit entre Israël et la Syrie d'une part ; et entre Israël et la Palestine d'autre part (Lasserre, 2005g). Encore une fois, la croissance de la population et le développement des activités économiques et principalement d'irrigation ne fera qu'empirer cette situation.

### *Le Bassin du Nil*

Le barrage d'Assouan, été construit dans le but de développer l'hydro-électricité, de régulariser le cours du fleuve et d'assurer une réserve en cas de sécheresse. Ce barrage provoque l'évaporation de plus de 10 milliards de m<sup>3</sup> d'eau par an (Lasserre, 2005d). Le blocage des crues entraîne la disparition du limon essentiel à l'agriculture. Les fermiers doivent utiliser d'avantage d'engrais (Lasserre, 2005d). Le delta doit faire face à une érosion accrue (Abu Zeid, 1989). Les problèmes de salinisation et d'érosion, d'étalement urbain et de réduction de la disponibilité de l'eau provoquent une diminution des surfaces cultivées. L'Egypte se trouve obligée d'avoir recours à l'importation de nourriture (Mutin, 2000). Plus en amont, en Ethiopie, des projets de réservoirs sont également envisagés. Ils priveraient le Nil d'un débit de 4 à 8 milliards de m<sup>3</sup> par année (Lasserre, 2005d). De tels projets sont également en réflexion au Soudan (Lasserre, 2005d). Une telle baisse de débit du Nil affecterait le développement de l'Egypte et serait source de conflits.

#### *2.1.4.2 Résumé*

Ces différents exemples ont permis d'identifier les principaux impacts causés par une exploitation abusive ou une mauvaise gestion de l'eau.

Le stress hydrique affecte tous les utilisateurs humains. Lorsque la disponibilité de la ressource diminue, il y a compétition pour l'accès à l'eau. Lorsque la ressource s'épuise, la compétition s'aggrave. D'autre part, la dégradation de la qualité de la ressource limite ses usages potentiels. La baisse de disponibilité de la ressource provoque la baisse de rendement de chacune des activités utilisant l'eau. Les effets observés sont les suivants :

- Le manque d'eau pour usage domestique limite l'accès à une ressource de qualité. Cela provoque l'utilisation d'une eau de moins bonne qualité et donc des problèmes sanitaires (maladies). Ce manque d'eau peut être compensé par la mise en place de procédés de traitement alternatifs capables d'utiliser d'autres types de ressources (dessalement, re-use). L'importation d'eau embouteillée, par tanker ou par canaux peut également être envisagée.

- Le manque d'eau pour l'irrigation diminue le volume de production agricole, entraînant la faim et la malnutrition. L'importation de nourriture et le changement de type de culture sont également à prévoir.
- Le manque d'eau pour l'industrie affecte la production. La quantité de biens et de services disponibles à la consommation diminue. Les entreprises peuvent être relocalisées ou fermées. L'importation de biens est une conséquence possible.
- Le manque d'eau pour la production énergétique diminue la quantité d'énergie disponible. L'importation d'énergie ou la mise en place de systèmes alternatifs de production d'énergie sont des impacts possibles.
- Le manque d'eau pour la pêche ou l'aquaculture diminue la quantité de poisson disponible à la consommation. La malnutrition ou l'importation de nourriture sont les impacts potentiels.
- Le manque d'eau pour le transport de marchandise réduit la disponibilité des biens. Le changement des procédés de transport (ex : camions) est à prévoir.
- Le manque d'eau pour les activités de loisir provoque la baisse de disponibilité de ces activités. Le déplacement de ces activités ou le changement de types de loisirs sont des conséquences potentielles.

La compétition pour la ressource est source de conflits pouvant aller jusqu'à la guerre. Cependant, on considère dans ce projet que ces impacts ne relèvent pas d'un aspect environnemental. Aussi, ils seront exclus de la chaîne cause-effet.

Enfin, le manque d'eau affecte les écosystèmes. La diminution du débit des cours d'eau constitue une diminution de la taille de l'habitat aquatique. La baisse de la disponibilité en eau engendre également la désertification et la salinisation des sols. L'habitat terrestre est modifié et la biodiversité est affectée.

### **2.1.5 Solutions face au manque d'eau**

D'une gestion purement technique de la ressource eau (création de réservoirs, mise en place de procédés de traitement plus avancés, etc.), il faut s'orienter vers une gestion intégrant les aspects sociaux, politiques et environnementaux. Le concept de gestion intégrée par bassin (IWRM : Integrated Water Resource Management) s'impose comme une notion fondamentale pour assurer la pérennité de la ressource. Cela s'articule autour de trois piliers : connaissance, partenariat et participation du public (Burton, 2005).

Il est à présent reconnu universellement que le bassin versant est l'échelle appropriée pour la gestion de la ressource (Conseil mondial de l'eau, 2000a).

La gestion intégrée par bassin «correspond à la prise en compte par des décideurs informés de l'ensemble des usages et ressources du bassin» (Burton, 2005). Il s'agit d'équilibrer les demandes sur les plans domestique, agricole, industriel et environnemental (Conseil mondial de l'eau, 2000b).

L'application de la gestion intégrée par bassin repose sur trois éléments (Burton, 2005) :

- La connaissance. Il est nécessaire d'avoir une vision claire de l'état du bassin, tant sur le plan hydrologique que sur le plan de l'utilisation de la ressource.
- Le partenariat. De nombreux organismes et institutions participent à la gestion de la ressource. Il est absolument nécessaire de les faire collaborer.
- La participation du public (usagers de la ressource : industriels, producteurs d'électricité, agriculteurs, population, etc.). La participation de ceux-ci à la prise de décision permet de régler, voire d'éviter, les conflits d'usage.

La gestion intégrée par bassin permet d'aboutir à des prises de décision optimisant les intérêts des différents acteurs. Dans les prochaines sections, nous verrons que l'Analyse du Cycle de Vie est un outil d'aide à la décision. Il est donc essentiel que la méthode proposée suive les principes de la gestion intégrée par bassin afin que les décisions prises respectent les intérêts de tous.

L'analyse de l'état de la ressource eau a mis en avant le problème de stress hydrique. C'est un problème local, qui doit donc être traité ainsi. Différents types d'impacts environnementaux peuvent apparaître. Des solutions existent afin d'améliorer la gestion de la ressource. Il existe un certain nombre d'indicateurs permettant de quantifier le stress hydrique. Malheureusement, le manque de données est un obstacle récurrent pour l'analyse des problèmes hydriques. De plus, les indicateurs ne prennent pas forcément en compte tous les paramètres relatifs à la question d'accès à l'eau et ne distinguent pas les types de ressource.

## 2.2 L'analyse du Cycle de Vie (ACV)

### 2.2.1 Définition de l'Analyse du Cycle de Vie

L'organisation internationale de normalisation (International Organisation for Standardization, ISO) définit l'analyse du cycle de vie (ACV) comme suit : « *Compilation et évaluation des intrants, des extrants, et des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie* » (ISO 14040, 2006). C'est un outil permettant l'analyse des impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un service ou d'un procédé en relation avec sa fonction en considérant chacune des phases du cycle de vie, de l'extraction des ressources naturelles à l'élimination des déchets (figure 2.8). Il permet d'identifier les points d'amélioration et peut contribuer au développement de nouveaux produits (Jolliet *et al.*, 2005).

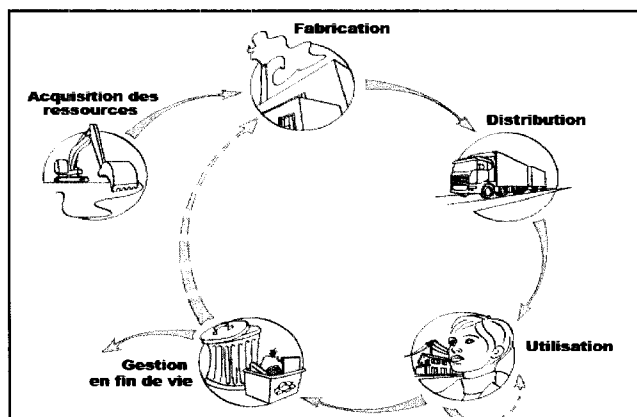


Figure 2.8 Étapes du cycle de vie d'un produit, service ou procédé

Les principes de l'ACV sont regroupés par un ensemble de normes établies par l'ISO. Celles-ci sont aujourd'hui regroupées au sein des normes ISO 14040 et ISO 14044 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Les champs d'application de l'ACV sont nombreux puisque cette méthode peut s'appliquer à tous les produits, procédés et services. On peut, entre autres, utiliser l'ACV aux fins suivantes (Jolliet *et al.*, 2005; ISO 14040, 2006) :

- Evaluer et comparer l'impact environnemental de produits, services ou procédé en les considérant du point de vue de leur fonction.
- Identifier les possibilités d'amélioration de la performance environnementale à chacune des étapes du cycle de vie.
- Aider au choix d'investissement ou d'optimisation d'un produit, service ou procédé.
- Améliorer les techniques de management environnemental d'une entreprise, d'une organisation gouvernementale ou non-gouvernementale en se servant de l'ACV comme un outil d'aide à la décision.
- Faire la promotion d'un produit à travers une revendication en matière d'environnement, un système d'étiquetage écologique ou une déclaration environnementale.
- Développer des normes environnementales basées sur l'approche cycle de vie.

L'ACV est une méthode récente. Aussi, elle nécessite de nombreuses améliorations méthodologiques. L'Initiative pour le Cycle de Vie est un projet conjoint du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et de la Société de Toxicologie et de Chimie Environnementale (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) visant à améliorer les méthodes actuelles de l'ACV. Les travaux découlant de ce projet présentent donc l'avantage d'être consensuels du fait de la participation de beaucoup d'experts.



### 2.2.2 Méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie

L'ACV se divise en quatre étapes (figure 2.9) détaillées dans les sections suivantes. L'ACV est une technique itérative : les résultats d'une phase peuvent impliquer des modifications dans les phases précédentes afin d'améliorer la pertinence de l'étude.

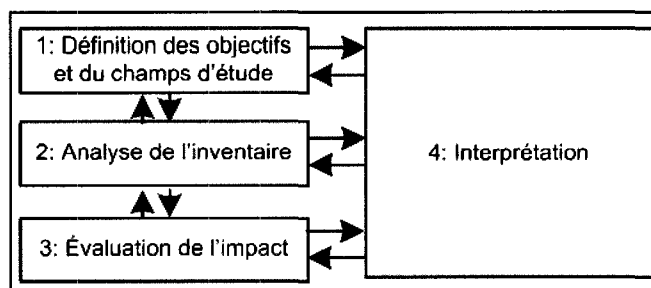


Figure 2.9 Cadre de l'ACV (tiré de ISO 14040, 2006)

#### 2.2.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Les objectifs d'une ACV stipulent les raisons de la réalisation d'une telle étude, ainsi que l'application envisagée, le public concerné, et s'il est prévu que les résultats soient utilisés dans des affirmation comparatives destinées à être divulguées au public (ISO 14040, 2006).

Le champ d'étude inclus les éléments suivants (ISO 14040, 2006) :

- Les fonctions du ou des systèmes. Celles-ci représentent les caractéristiques de performance du système de produit. Par exemple, si l'on cherche à comparer la performance environnementale d'un système de séchage des mains par air chaud avec un séchage par serviettes en papier, la fonction est "séchage des mains".
- L'unité fonctionnelle. Celle-ci définit la quantification des fonctions identifiées afin de pouvoir fournir une base de comparaison. Elle permettra de fournir une référence pour évaluer la quantité d'intrants et d'extrants. Concernant le séchage des mains, l'unité fonctionnelle sera une quantité de paires de mains séchées (ex : 1000 paires de mains séchées).

- Le flux de référence. C'est la quantité de produits nécessaire afin de remplir la fonction. Dans le cas du séchage des mains, les flux de références seront d'une part la quantité de papier et d'autre part la quantité d'air chaud nécessaires au séchage des 1000 paires de mains.
- Le système de produits à étudier. C'est l'ensemble des processus élémentaires nécessaires pour la réalisation de la fonction. Il faut identifier l'ensemble des processus intervenant dans chacune des phases du cycle de vie. Dans le cas du séchage des mains, les processus élémentaires peuvent être: la production de l'énergie utilisée par système d'air chaud, la fabrication du papier; les processus d'extraction des matières premières, les processus de gestion de fin de vie, etc.
- Les frontières du système. L'élaboration du système de produit pourrait être un exercice infini puisque chacun des processus élémentaire implique systématiquement d'autres processus en amont ou en aval. Il convient donc de déterminer les frontières du système en définissant les processus exclus. Elles sont établies à partir des objectifs de l'étude et d'hypothèses spécifiées.
- Les catégories d'impact sélectionnées, la méthodologie de l'évaluation de l'impact et d'interprétation ultérieure à utiliser. Il existe différentes méthodes pour l'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV). La ou les méthodes utilisées doivent être précisées dans le champ de l'étude.
- Les exigences portant sur les données. Elles spécifient les caractéristiques requises sur les données. Connaître la qualité des données permet d'estimer la fiabilité de l'étude.
- Les hypothèses et limitations. Toutes les hypothèses et simplifications faites dans l'ACV doivent être bien précisées afin d'aider à l'interprétation des résultats.
- Le type de revue critique. Certaines études font l'objet d'une revue critique interne ou externe afin de s'assurer du respect des exigences méthodologiques. Cette revue critique est obligatoire si les résultats sont soumis au public.

### 2.2.2.2 Analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV)

L'Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie (AICV) a pour but de quantifier les flux entrants et sortants du système de produit. Dans un premier temps, il faut construire tous les diagrammes de flux décrivant et quantifiant les processus élémentaires inclus dans le système de produit. Pour chacun des processus élémentaires, on quantifie alors les entrants (énergétiques, matières premières) et les sortants (émissions dans l'air, rejets dans le sol ou dans l'eau). L'étude se réfère à l'unité fonctionnelle. Ainsi, chacun des flux doit être normalisé par rapport à cette unité fonctionnelle (ISO 14040, 2006).

Afin de quantifier chacun des flux entrant et sortant du système de produit, de nombreuses données sont nécessaires. Il est préférable d'utiliser des données directement collectées sur le terrain (données primaires). Si cela n'est pas possible, des données génériques existent. Elles sont contenues dans des bases de données conçues pour l'ACV (données secondaires). La plus utilisée est Ecoinvent (Frischknecht et Jungbluth, 2007).

Au final, la phase d'inventaire identifie et quantifie les substances entrantes et sortantes du système de produit. Chacun de ces flux est appelé flux élémentaire.

La norme ISO 14040 présente un exemple de système de produit (figure 2.10).

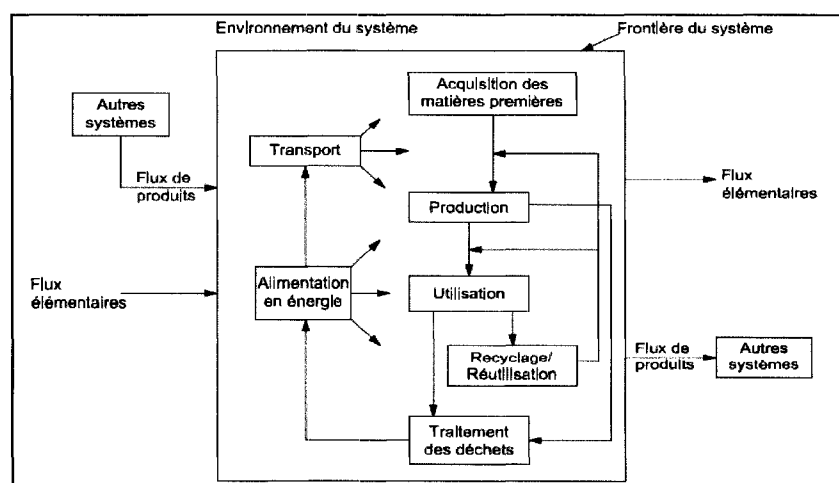


Figure 2.10 Exemple de système de produit (tiré de ISO 14040, 2006)

### 2.2.2.3 Évaluation des impacts du cycle de vie (EICV)

L'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) est la troisième d'étape de l'ACV. Elle consiste à évaluer les impacts environnementaux potentiels générés par le système de produit. Pour cela, il faut traduire les résultats de la phase d'inventaire (flux élémentaires) en impacts sur l'environnement. Une série de catégories d'impact et d'indicateurs d'impact est préalablement choisie. Le tableau 2.3 présente des exemples de catégories et d'indicateurs d'impacts environnementaux fréquemment utilisés.

**Tableau 2.3 Catégories et d'indicateurs d'impacts environnementaux (adapté de Udo de Haes *et al.*, 2002)**

Exemples de catégories d'impact	Indicateur de catégorie
Réchauffement de la planète	Forçage radiatif moyen
Destruction de l'ozone stratosphérique	Diminution de la couche d'ozone
Ressources abiotiques	Diminution des ressources
Acidification	Libération de protons
Eutrophisation	Somme stœchiométrique des nutriments
Formation d'agent photo-oxydant (smog)	Formation d'ozone
Ressources biotiques	Diminution des ressources
Écotoxicité	Effets toxiques mesurables
Toxicité humaine	Effets toxiques mesurables
Utilisation des terres	Diversité des espèces

La norme ISO 14040 décrit les étapes obligatoires et facultatives pour l'EICV (figure 2.11) (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

La première étape consiste à choisir les catégories d'impacts qui seront à l'étude (ISO 14044, 2006). Un modèle de caractérisation doit être établi pour chacune des catégories d'impacts. Il faut noter qu'il existe plusieurs méthodes EICV. Même si la plupart des catégories d'impacts sont communes, certaines diffèrent entre les différentes méthodes.

Pour chacun des flux élémentaires identifiés dans la phase d'inventaire, la classification consiste à déterminer les catégories d'impacts affectées (ISO 14044, 2006). Un même

flux élémentaire peut affecter différentes catégories d'impacts. La chaîne cause-effet relative à une substance est alors créée.

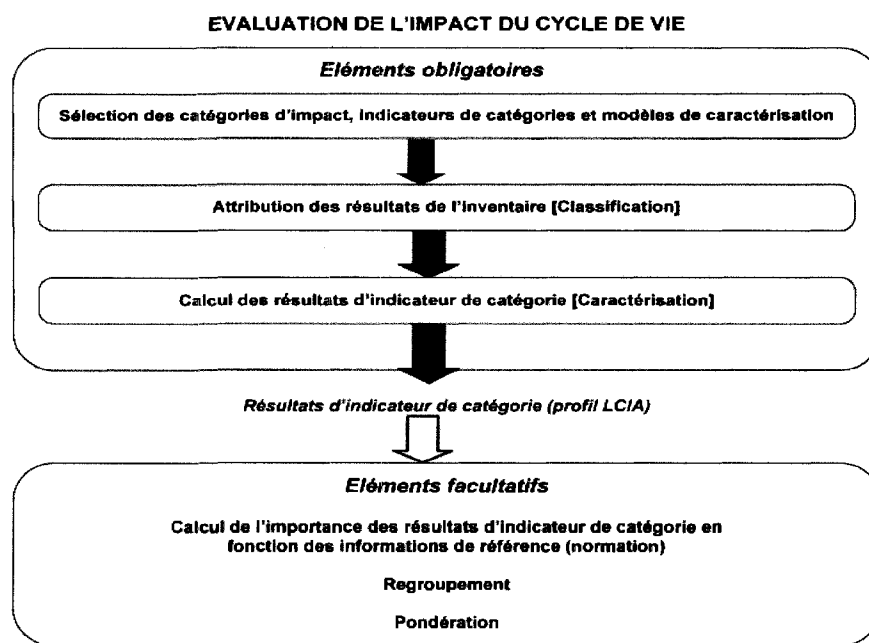


Figure 2.11 Étapes de l'Évaluation des impacts du cycle de vie (tiré de ISO 14040, 2006)

La phase de caractérisation vise à quantifier les impacts environnementaux (ISO 14044, 2006). Chaque flux élémentaire déclenche un mécanisme environnemental affectant les catégories d'impacts identifiées lors de la classification. Les modèles de caractérisation représentent ces mécanismes environnementaux et permettent de les quantifier grâce aux indicateurs de catégorie d'impact. Les résultats des indicateurs de catégories sont obtenus grâce à l'équation 2.1.

$$\text{Résultat d'indicateur de catégorie} = \sum_i (FC_i \times Q_i) \quad \text{Équation 2.1}$$

Où  $i$  : Substance  $i$

$FC$  : Facteur de caractérisation : valeur permettant de traduire la quantité de substance entrante ou sortante en impact sur l'environnement. Ce facteur est obtenu par la modélisation des mécanismes environnementaux.

$Q$  : Quantité de la substance en unité de masse ou de volume.

Par exemple, on considère une émission de méthane ( $\text{CH}_4$ ). Cette substance est un gaz à effet de serre ayant un impact sur le réchauffement climatique. La catégorie d'impact affectée est « réchauffement climatique ». Celle-ci a pour indicateur d'impact « kg  $\text{CO}_2$  équivalent ». Les modèles de caractérisations ont permis de comparer le méthane et le dioxyde de carbone d'un point de vue de leur impact sur les changements climatiques. Il existe un facteur de caractérisation exprimé en « kg  $\text{CO}_2$  équivalent/kg  $\text{CH}_4$  ». En multipliant la quantité de méthane émise par le facteur de caractérisation, l'impact de l'émission sur le réchauffement climatique est obtenu (exprimé en « kg  $\text{CO}_2$  équivalent »).

Il existe plusieurs niveaux de détails dans les résultats de l'EICV. Si l'indicateur d'impact se situe au début de la chaîne cause-effet, on parle d'impact problème ou «midpoint». En revanche, si l'indicateur d'impact est plus avancé sur la chaîne cause-effet, on parle d'impact dommage ou «endpoint». Un groupe d'expert de l'Initiative pour le Cycle de Vie était chargé de proposer un ensemble consensuel de catégories d'impacts problèmes et dommages (figure 2.12).

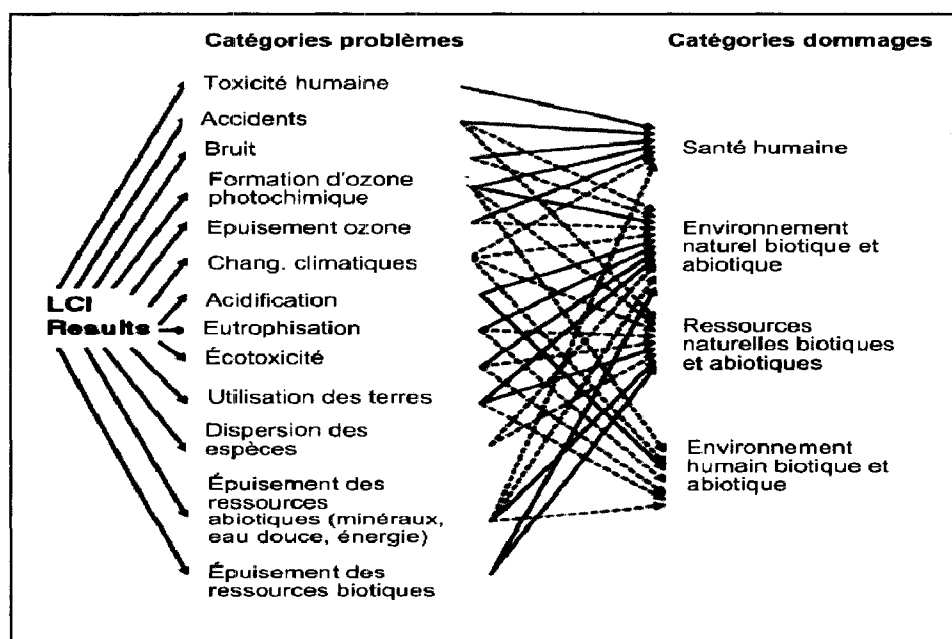


Figure 2.12 Cadre d'étude pour l'évaluation des impacts du cycle de vie – impacts niveau problème et impacts niveau dommage (tiré de Joliet et Müller-Wenk, 2004)

L'approche problème présente l'avantage d'être plus précise car la modélisation est plus transparente. En revanche, les résultats sont plus difficiles à interpréter car il existe de nombreuses catégories d'impacts. Les unités utilisées ne sont pas parlantes pour le grand public. L'approche dommage comprend une agrégation des résultats permettant une meilleure compréhension et une interprétation plus aisée. En revanche, elle nécessite un plus grand travail de modélisation. Les résultats obtenus sont donc moins transparents et les incertitudes plus élevées.

Comme mentionné plus haut, il existe différentes méthodes d'EICV. Certaines sont orientées problèmes alors que d'autres sont orientées dommages (tableau 2.4).

**Tableau 2.4 Principales méthodes EICV, concepteurs, et orientation**

Méthodes	Concepteurs	Orientations
CML	Centre des sciences environnementales de l'université de Leiden (Guinée <i>et al.</i> , 2001)	Problèmes
Eco-Indicator 95 et 99	Gouvernement néerlandais (Goedkoop et Spriensma, 2001)	Dommages
EDIP 2003	Université technique du Danemark (Hauschild et Potting, 2003)	Problèmes
IMPACT 2002+	École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) (Joliet <i>et al.</i> , 2003)	Problèmes et dommages
LIME	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST) (Japon) (Itsubo et Inaba, 2003)	Problèmes et dommages
TRACI	Environmental Protection Agency (EPA) (Bare, 2003)	Problèmes
LUCAS	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) (Toffoletto <i>et al.</i> , 2007)	Problèmes

Les étapes suivantes de l'EICV sont facultatives.

La normation (ou normalisation) est le calcul de l'importance des résultats de l'EICV par rapport à des valeurs de références (exemple : totalité des entrants ou sortants dans une zone géographique donnée, totalité des entrants et sortants par habitants, etc.). Tous les impacts sont alors exprimés en une unité d'impact qu'on peut alors agréger. Elle permet de contrôler les incohérences, de communiquer des résultats sur l'importance

relative des différents résultats d'indicateurs et est indispensable pour procéder aux étapes suivantes (ISO 14044, 2006).

Le regroupement consiste à attribuer des catégories d'impacts à un ou plusieurs ensembles. On peut par exemple classer les catégories d'impact selon une hiérarchie donnée telle que la priorité donnée à ces dernières (ISO 14044, 2006).

La pondération consiste à donner un poids à chacune des catégories d'impact selon l'importance accordée. Les résultats peuvent éventuellement être agrégés en un plus petit nombre d'indicateurs, voire en un score unique. Les facteurs de pondération s'appuient sur des choix établis selon un système de valeurs (ISO 14044, 2006).

L'analyse de la qualité des données de l'EICV permet de mieux comprendre l'incertitude et la sensibilité des résultats obtenus. Il existe différentes techniques ayant des objectifs distincts. L'analyse de gravité (ou de contribution) est une étude statistique qui identifie les processus qui ont le plus contribué aux impacts. Ceux-ci peuvent alors faire l'objet d'une étude plus approfondie. L'analyse d'incertitude est une procédure permettant de déterminer comment les incertitudes sur les données affectent la fiabilité des résultats. L'analyse de sensibilité est une procédure permettant de déterminer dans quelle mesure les changements dans les données et les choix sur les hypothèses affectent les résultats (ISO 14044, 2006).

#### *2.2.2.4 Interprétation du cycle de vie*

Les objectifs principaux de la phase d'interprétation de l'analyse du cycle de vie sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'exprimer les limites et de fournir des recommandations au public visé par l'étude. L'interprétation proposée doit être cohérente avec les objectifs et le champ de l'étude. Elle peut mettre en œuvre un processus itératif de révision des phases précédentes de l'Analyse du Cycle de Vie (ISO 14044, 2006).



### **2.2.3 Forces et faiblesses de l'Analyse du Cycle de Vie**

#### *2.2.3.1 Forces de l'ACV*

L'ACV est en passe de devenir un des outils d'évaluation environnemental les plus reconnu et utilisé car il présente un certain nombre d'avantages (Samson *et al.*, 2007) :

- L'ACV a une dimension holistique. Elle permet de mettre en évidence les déplacements d'impact d'une phase du cycle de vie vers une autre ou d'une catégorie d'impact vers une autre.
- L'ACV est basée sur le principe de l'unité fonctionnelle. Le produit, procédé ou service est évalué vis-à-vis du service qu'il rend aux humains.
- L'ACV permet des prises de décision micro-économique et macro-économique.
- L'ACV est une méthode transparente. Toutes les hypothèses et simplifications effectuées doivent être explicitées. Toutes les méthodes utilisées doivent être justifiées et documentées.
- L'ACV est une méthode crédible (normalisée ISO).

#### *2.2.3.2 Faiblesses de l'ACV*

En revanche, il faut reconnaître à l'ACV certaines limites (Samson *et al.*, 2007).

- Il est très difficile d'effectuer une ACV complète. Les frontières du système simplifient systématiquement le système de produit.
- Le manque de données fiables cause des incertitudes sur les résultats.
- Même si les avancées méthodologiques de l'ACV s'orientent vers des méthodes prenant en compte les variabilités spatiales et temporelles, les méthodes couramment utilisées donnent des résultats intégrés à l'infini dans le temps et l'espace. Les conditions locales sont donc rarement prises en compte.
- L'ACV se veut un outil de développement durable. Cependant, les dimensions économiques et sociales ne sont pas considérées.

- Les résultats des études varient beaucoup selon les objectifs, les systèmes à comparer, la qualité des données, les hypothèses faites, etc.

## **2.3 Les ressources en Analyse du Cycle de Vie**

Les développements de l'ACV se sont principalement concentrés sur la quantification et l'évaluation des impacts liés aux extrants du système de produit (émissions). En revanche, les intrants (ressources) sont en général moins bien considérés. Dans ce projet, on s'intéresse à l'eau en tant que ressource. Il est donc intéressant de voir comment les ressources sont prises en compte de manière générale en ACV, puis de s'intéresser aux travaux effectués sur la considération de la ressource eau en ACV.

### **2.3.1 La considération des ressources en Analyse du Cycle de Vie**

#### *2.3.1.1 Généralités*

En ACV, trois types de ressources sont principalement distingués (Finnveden, 1996; Lindeijer *et al.*, 2002) :

- Les ressources biotiques représentent les ressources vivantes, pouvant se renouveler. En général, le taux d'extraction prend en compte le taux de renouvellement. Les végétaux sont un exemple de ressources biotique.
- Les ressources abiotiques représentent les ressources inertes. Elles peuvent être renouvelables ou non. On compte parmi elles les ressources fossiles tels que le charbon ou le pétrole, les minéraux tels que le fer, l'or, etc. mais aussi l'eau, le vent ou encore les rayonnements solaires.
- Les terres sont considérées comme une autre catégorie de ressource à part entière. Leur occupation et leur transformation sont comptabilisés comme des impacts environnementaux.

Les différences importantes entre ces types de ressources justifient le fait que des méthodologies différentes soient appliquées, tant pendant l'inventaire que pendant l'évaluation des impacts. L'eau étant généralement considérée comme une ressource

abiotique, on s'intéressera particulièrement aux méthodologies existantes pour ce type de ressource.

Une autre distinction entre les types de ressources concerne le taux de renouvellement. Trois types de ressources sont distingués (Finnveden, 1996; Heijungs *et al.*, 1997; Lindeijer *et al.*, 2002) :

- Les ressources « dépôt » sont les ressources dont le taux de renouvellement est nul. C'est le cas notamment des minéraux.
- Les ressources « fonds » sont les ressources ayant un taux de renouvellement faible. Un fort taux d'extraction peut les épuiser, mais elles seront renouvelées après un certain laps de temps. C'est le cas notamment des forêts.
- Les ressources « flux » sont des ressources avec un taux de renouvellement suffisamment important pour qu'elles ne puissent pas être épuisées. C'est le cas par exemple des rayonnements solaires.

Encore une fois, les différences importantes entre ces types de ressource justifient l'utilisation de méthodologies distinctes. Malheureusement, aucune valeur chiffrée permettant la distinction entre ces types de ressource n'est donnée dans la littérature. Aussi, la ressource eau est difficilement classable. En réalité, il faut également prendre en compte le taux d'utilisation.

Une substance est considérée comme une ressource naturelle à partir du moment où les humains s'intéressent à son utilisation, c'est à dire lorsqu'elle est transférée du milieu naturel vers l'environnement humain (technosphère) (Lindeijer *et al.*, 2002). On peut alors affirmer que les ressources naturelles ont principalement une valeur fonctionnelle : elles sont utiles car elles supportent les fonctions humaines. La valeur intrinsèque des ressources naturelles est plus difficile à percevoir (Stewart et Weidema, 2005).

L'utilisation des ressources naturelles génère principalement deux types d'impacts : l'épuisement et la compétition (Finnveden, 1996). L'épuisement d'une ressource a lieu lorsque le taux d'extraction dépasse le taux de renouvellement. C'est systématiquement le cas pour les ressources « dépôts ». Cela peut également arriver pour les ressources

types « fonds ». En revanche, l'épuisement des ressources « flux » n'est pas possible (Lindeijer *et al.*, 2002). L'épuisement se traduit par une diminution de la quantité et, ou, de la qualité de la ressource disponible. Les effets se font ressentir à long terme : il sera plus difficile pour les générations futures d'accéder à la ressource. Alors, soit les coûts augmenteront, soit la ressource sera substituée (Lindeijer *et al.*, 2002). La compétition pour une ressource a lieu lorsque, dans l'état actuel des choses, la quantité et, ou, la qualité disponible ne permet pas de satisfaire la demande de tous les utilisateurs. Il peut y avoir compétition pour les ressources « fonds » et pour les ressources « flux ». Dans ce cas, ce sont les générations actuelles qui sont affectées. L'augmentation du prix d'accès à la ressource est contemporain à ce phénomène (Lindeijer *et al.*, 2002). Certains experts affirment que les impacts de la compétition ne doivent pas être pris en compte en ACV car ils relèvent d'avantage de la sphère économique : l'effet direct est l'augmentation du coût pour l'accès à la ressource. Si l'on veut considérer la compétition pour la ressource dans l'étude, cela doit être précisé dans le champ de l'étude (Finnveden, 1996; Bauer et Zapp, 2005).

De manière générale, les impacts de l'utilisation d'une ressource sont liés à la baisse de la disponibilité de celle-ci du fait de la diminution de la quantité et, ou, de la qualité. La différence entre l'épuisement et la compétition est principalement d'ordre temporel.

### 2.3.1.2 Phase d'inventaire du cycle de vie

Voyons comment les ressources, et particulièrement les ressources abiotiques, sont intégrées dans quelques une des bases de données génériques d'ACV.

La base de donnée la plus utilisée est Ecoinvent (Frischknecht et Jungbluth, 2007). Les ressources énergétiques non-renouvelables (pétrole, gaz naturel) sont comptabilisées selon le poids ou le volume utilisé. Les ressources énergétiques renouvelables telles que le vent, l'énergie hydraulique ou les rayonnements solaires sont converties en énergie provenant de la nature exprimés en Méga Joules (MJ). Les ressources matérielles telles que les métaux et autres minéraux sont comptabilisés en donnant des informations sur la

concentration de la substance dans le minerai. Différentes classes d'utilisation des terres sont distinguées.

Dans la base de donnée Franklin US, les ressources énergétiques non renouvelables sont comptabilisées en masse ou en volume. La valeur énergétique par unité de masse ou de volume est également précisée. Les ressources énergétiques renouvelables sont converties en MJ. Les ressources minérales sont directement comptabilisées en masse. L'utilisation des terres n'est pas comptabilisée (Norris, 2003).

Une approche semblable est utilisée dans la base de données Buwal 250 (Spriensma, 2004). Les ressources énergétiques non renouvelables sont calculées en volume ou en masse, en précisant la valeur énergétique par unité de volume ou de masse. Les ressources énergétiques renouvelables ne sont pas prises en compte. Les ressources minérales sont comptabilisées en masse. L'utilisation des terres n'est pas comptabilisée.

Il existe cependant une différence notable entre les différentes bases de données : c'est le nombre de ressources (flux élémentaires) comptabilisés. La base de données Ecoinvent est la plus complète.

Cette analyse nous donne un aperçu des méthodes utilisées pour la comptabilisation des ressources lors de la phase d'inventaire. La comptabilisation de l'utilisation de la ressource eau lors de cette phase sera détaillée par la suite.

### *2.3.1.3 Phase d'évaluation des impacts du cycle de vie*

Il existe quatre approches fréquemment décrites et critiquées (Finnveden, 1996; Lindeijer *et al.*, 2002).

#### *Agrégation sur une base d'énergie et de masse*

Cette méthode consiste à agréger les matériaux selon la quantité d'énergie qu'ils contiennent, ou selon leur masse, dans des catégories différentes, sans les pondérer (Finnveden, 1996). En procédant ainsi, on ne crée pas réellement des indicateurs d'impacts car les impacts de l'utilisation de la ressource ne sont pas modélisés (Lindeijer

*et al.*, 2002). Cette méthode est notamment utilisée dans la méthode danoise EDIP 2003 en ce qui concerne les ressources minérales (Stranddorf *et al.*, 2003). L'agrégation selon la valeur énergétique est utilisée dans Impact 2002+ pour les ressources énergétiques non-renouvelables (Humbert *et al.*, 2005).

*Agrégation basée sur la mesure des stocks et, ou, de la consommation de la ressource.*

Trois équations permettant d'établir des facteurs de caractérisation suivant ce modèle ont été proposées (Heijungs *et al.*, 1992; Fava *et al.*, 1993; Guinée et Heijungs, 1995).

$$FC = \frac{1}{D} \quad \text{Équation 2.2}$$

$$FC = \frac{U}{D} \quad \text{Équation 2.3}$$

$$FC = \frac{1}{D} * \frac{U}{D} \quad \text{Équation 2.4}$$

Où FC : Facteur de caractérisation.

D : Quantité totale de ressources disponible

U : Taux d'utilisation annuel de la ressource.

Le principal problème réside dans l'estimation de la quantité de ressources disponibles. D'une part, évaluer la quantité de ressource présente sur la terre génère d'importantes incertitudes. D'autre part, il existe une grande différence entre les ressources disponibles et les ressources exploitables. Certaines ressources considérées comme non-exploitable aujourd'hui le seront peut-être dans le futur. En effet, du fait de l'épuisement de certaines ressources dans les gisements riches, des gisements de plus en plus pauvres sont exploités. Les avancées technologiques permettront également d'exploiter davantage de ressources. Cette quantité de ressource disponible présente donc une variabilité temporelle (Lindeijer *et al.*, 2002). Les masses de chacun des minéraux consommées sont calculées puis agrégées. La méthode CML propose des facteurs de

caractérisation élaborés selon cette approche pour les ressources abiotiques (Guinée *et al.*, 2001).

*Agrégation basée sur les impacts environnementaux causés par les hypothétiques procédés futurs.*

Pederson (1991) propose une caractérisation basée sur les impacts environnementaux générés par les processus qui permettraient de remettre la ressource dans son état initial. Müller-Wenk (1999) propose de calculer le surplus d'énergie qu'il faudra fournir dans le futur pour exploiter les ressources de moins bonne qualité. Cette approche est notamment utilisée par les méthodes Ecoindicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001) et Impact 2002+ (pour les ressources minérales) (Humbert *et al.*, 2005). Cette approche a été reprise dans le cadre d'études pour l'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources proposées par Stewart et Weidema (2005). Les ressources s'appauvrissent jusqu'à atteindre une « limite ultime de qualité ». Lorsque ce seuil est atteint, on met en place une « technologie de substitution » permettant d'exploiter les ressources de moins bonne qualité. Il faut alors identifier et modéliser cette technologie de substitution, puis évaluer les impacts environnementaux grâce à une EICV traditionnelle. Ainsi, l'épuisement des ressources naturelles pourrait être enlevé des catégories d'impacts : la ressource est considérée uniquement de son point de vue fonctionnel, c'est-à-dire de son rôle dans le soutien à la vie humaine ou des écosystèmes. L'épuisement de la ressource a un impact car celles-ci ne peuvent plus soutenir les fonctions qu'elles ont vis-à-vis de la vie humaine ou des écosystèmes (considérés comme ayant une valeur intrinsèque) qui sont alors affectées. Il a été établi que la considération des « technologies de substitutions » devait se faire dans la phase d'inventaire plutôt que dans la phase d'évaluation des impacts. C'est en réalité un élargissement du système de produit : l'utilisation d'une ressource appelle un procédé de substitution (Finnveden, 2005; Weidema *et al.*, 2005). La principale limite de ce principe, c'est que les incertitudes liées au développement des « technologies de substitution » sont importantes. Stewart et Weidema (Stewart et Weidema, 2005) soulignent cependant qu'il existe des « impacts

indirects » qui ne peuvent être comptabilisés par une telle approche. L'exemple donné est l'augmentation des maladies liées à la raréfaction de la ressource eau de bonne qualité, obligeant les humains à consommer de l'eau de moins bonne qualité.

*Agrégation basée sur la consommation d'exergi, ou la production d'entropie.*

L'exergie est la quantité d'énergie qui peut être obtenue lorsqu'une matière est amenée à l'équilibre avec son environnement. L'entropie est déterminée par le second principe de la thermodynamique et correspond à une fonction déterminant l'état de désordre irréversible d'un système. Ces deux fonctions sont liées. Chaque matière possède naturellement une quantité d'exergie. La perte de celle-ci par la consommation de la ressource est suggérée comme indicateur d'impact. (Finnveden et Ostlund, 1997). L'exergie des ressources naturelles est difficilement quantifiable. De plus, ces valeurs ne sont pas très parlantes pour le public. La méthode CML propose des facteurs de caractérisation élaborés selon cette approche (Guinée *et al.*, 2001).

Il n'y a pas de consensus sur la méthode à adopter pour la considération des ressources en ACV. Il existe plusieurs approches ; chacune possède ses avantages et ses limites. Toutes les méthodologies EICV n'utilisent pas la même approche. La méthode élaborée dans le cadre de ce projet s'inspire de tous ces travaux. Il existe un vrai débat sur la nécessité de considérer les ressources naturelles comme une aire de protection, c'est-à-dire un élément ayant une valeur en soi, qu'il est donc indispensable de préserver. Les ressources naturelles peuvent être considérées du point de vue de leur valeur fonctionnelle, c'est-à-dire qu'elles servent de support à d'autres éléments comme la santé humaine ou la qualité de l'écosystème. La reconnaissance de ces derniers éléments en tant qu'aires de protection fait en revanche consensus.

### **2.3.2 La ressource eau en Analyse du Cycle de Vie**

Le manque de prise en compte des impacts liés à l'utilisation de l'eau en ACV a été mis en évidence. Certains praticiens étudiant des systèmes de produits ayant une forte



consommation d'eau ont soulevé ce problème (voir section 1.1.3). De manière générale la ressource eau intervient dans tous les systèmes de produit. C'est ainsi que les experts de l'ACV soutiennent que des avancées méthodologiques sont nécessaires sur ce point (Lindeijer *et al.*, 2002; Jolliet et Müller-Wenk, 2004; Koehler, 2008). C'est notamment l'un des objectifs exprimés par la Life Cycle Initiative (groupement de chercheur pour l'amélioration de la méthodologie ACV, voir section 2.2.1). Aussi, un groupe de travail international regroupant divers experts de l'ACV, nommé WULCA (assessment of freshWater Use and consumption within LCA) a été formé (Koehler et Aoustin, 2008). Les travaux effectués au cours de cette maîtrise se sont inscrits dans le cadre de ce groupe de travail. La contribution apportée est le cadre d'étude proposé par la suite, présenté sous forme d'un article (chapitre 3). Ce cadre d'étude a été présenté lors d'une réunion de travail organisée sur le sujet lors du congrès de la SETAC à Varsovie en mai 2008.

Les sections suivantes présentent l'existant en matière de prise en compte de la ressource eau en ACV.

### *2.3.2.1 Phase d'inventaire du cycle de vie*

#### *Eau entrant dans le système de produit*

Toutes les bases de données ACV précisent le volume d'eau utilisé dans le système de produit. La plupart d'entre elles distinguent notamment plusieurs types de ressources (exemple : mer, rivière, eau souterraine, lac, etc.). Parfois, le type d'usage de l'eau est précisé. C'est notamment le cas pour l'eau utilisée pour le refroidissement ou pour la production d'hydroélectricité. La base de données distinguant le plus de types de ressources est Ecoinvent (tableau 2.5) (Frischknecht et Jungbluth, 2007).

D'autre part, les bases de données sont faites à partir d'un contexte local et sont souvent appliquées de manière générique par la suite. Il faut donc être très prudent tant avec les types de ressources utilisés qu'avec les valeurs proposées, car celles-ci peuvent varier d'un contexte à un autre, dépendamment, entre autres, de la disponibilité de l'eau. Il est

donc préférable de vérifier ces données génériques et, si possible, d'utiliser des données primaires.

**Tableau 2.5 Les différents types de ressource eau proposés par la base de données Ecoinvent**

Type d'eau	Unité
Eau souterraine, bonne qualité	litre
Eau, origine inconnue	litre
Eau pour turbine hydraulique, origine inconnue	m <sup>3</sup>
Eau salée	cm <sup>3</sup>
Eau salée, océan	litre
Eau de rivière	litre
Eau de lac	cm <sup>3</sup>
Eau de refroidissement, origine inconnue	litre

Toutes les bases de données proposent ce type de distinction, avec plus ou moins de détails. Malheureusement, il n'est pas rare que le type d'eau utilisé soit inconnu.

#### *Eau sortant du système de produit*

Aucune base de données ne spécifie la quantité sortant du système de produit. Il n'est donc pas possible d'effectuer le bilan de masse entre l'eau entrant et l'eau sortant du processus. En effet, une partie de l'eau a pu être consommée, plutôt que d'être remise à l'environnement (usage consommant).

Dans le manuel Ecoinvent, il est spécifié que les émissions d'eau dans l'air, l'eau ou le sol ne sont pas mesurées. La seule exception concerne les émissions d'eau faites en haute altitude par les avions car elles ont un impact significatif sur les changements climatiques (Frischknecht et Jungbluth, 2007). Dans la base de données Franklin US 98, l'usage consommant n'est pas distingué à cause de la qualité médiocre des données existantes. Encore une fois, la quantité et la qualité de l'eau quittant le système de produit n'est pas calculée (Norris, 2003).

### 2.3.2.2 Phase d'évaluation des impacts du cycle de vie

Bien qu'il soit établi que l'utilisation de l'eau génère des impacts environnementaux conséquents, aucune des principales méthodes EICV (citées au tableau 2.3) ne possède de facteurs de caractérisation pour la ressource eau (seule la méthode Swiss Ecological Scarcity propose des éco-facteurs, voir plus bas). Cela signifie que dans tous les résultats des EICV, la ressource eau n'est pas considérée. C'est une limite évidente de l'ACV : les résultats des EICV ne sont donc pas complets et sont potentiellement non-représentatifs. Cette affirmation est particulièrement pertinente pour un système de produit utilisant une quantité d'eau importante ou situé dans une région faisant face au stress hydrique. Cependant, certains experts se sont déjà intéressés à la question.

Owens (2001) a été le premier à faire état de cette limite méthodologique. Il propose un ensemble de termes permettant de mieux définir les spécificités de la ressource eau. Tous d'abord, différents types d'usages permettant de mieux quantifier l'utilisation de la ressource sont définis. Ceux-ci ont été décrits à la section 2.1.2.2. Puis, un certain nombre d'indicateurs de la qualité de la ressource sont proposés. Ceux-ci ont été décrits à la section 2.1.3.2. Cependant, les indicateurs proposés ne permettent pas une caractérisation des impacts de l'utilisation de la ressource. C'est un modèle de comptabilisation des flux d'eau et il relève donc de la phase d'inventaire du cycle de vie.

Brent (2004) propose une procédure pour comparer entre eux les impacts de l'utilisation de différents types de ressource. Il identifie quatre principaux types de ressources (eau, air, terre et du sous-sol). Les impacts sont par la suite calculés ainsi :

$$I_x = \sum_c \sum_x Q_x \cdot C_c \cdot N_c \cdot S_c \quad \text{Équation 2.5}$$

Avec  $c$  : catégorie de ressource (eau, air, etc)

$x$  : constituant (flux élémentaire)

$Q_x$  : quantité de constituant prélevé ou émis (donnée d'inventaire)

$C_c$  : facteur de caractérisation pour la catégorie de ressource considérée

$N_c$  : facteur de normalisation calculé comme étant l'inverse d'une valeur cible pour l'état de la ressource (état idéal)

$S_c$  : facteur d'importance relative de la catégorie de ressource, calculé comme étant le ratio entre l'état actuel de la ressource, et la valeur cible

Concernant la ressource eau, il n'y a pas de facteur de caractérisation ( $C_{\text{eau}} = 1$ ).  $Q_{\text{eau}}$  correspond à la quantité d'eau prélevée,  $N_{\text{eau}}$  correspond à l'inverse des besoins en eau pour la région (valeur cible) et  $S_{\text{eau}}$  correspond au ratio entre l'eau disponible (valeur actuelle) et les besoins en eau (valeur cible).

Pour chaque type de ressource, une telle procédure est adoptée. Les résultats permettent de comparer l'écart entre l'état actuel de la ressource et la valeur cible. On peut alors comparer les différents types de ressource entre eux pour identifier quelle ressource est le plus éloignée de sa valeur cible. C'est sur cette ressource qu'il faut alors agir en priorité.

Cette méthode a été appliquée à l'étude d'un système d'approvisionnement en eau d'une zone industrielle en Afrique du Sud (Landu et Brent, 2006). L'étude démontre que c'est la ressource eau qui est la plus affectée par cette activité. Cela s'explique principalement par l'état de stress hydrique dans lequel se trouve la région (disponibilité de la ressource éloignée de la valeur cible).

L'état actuel de la ressource est considéré dans un contexte local. C'est donc une méthode régionalisée. C'est la disponibilité locale de la ressource qui est le principal paramètre régionalisé de la méthode.

Cette méthode revient à pondérer l'utilisation de différents types de ressources dans un but de comparaison. Il ne s'agit pas d'un processus de caractérisation. De plus cette étape de pondération (facultative selon la norme ISO) ne peut être utilisée pour communiquer des études comparatives au grand public (ISO 14040, 2006).

Bauer et Zapp (2007) ont étudié la consommation d'eau dans le cadre de l'affinage de l'aluminium, processus très gourmand en eau. Ils ont mis en relation la localisation des sites de production d'aluminium avec la disponibilité de la ressource. Les résultats montrent que la production d'aluminium est principalement concentrée dans des zones qui ne sont pas en manque d'eau. Encore une fois, le paramètre considéré pour la régionalisation est la disponibilité de la ressource. Implicitement, on comprend que l'impact environnemental de l'utilisation de l'eau augmentera si l'on se trouve dans une région de stress hydrique.

La méthode Swiss Ecological Scarcity 2006 est la seule à proposer des éco-facteurs relatifs à l'utilisation de la ressource eau (Frischknecht *et al.*, 2008). Comme la méthode proposée par Brent, Swiss Ecological Scarcity 2006 se base sur une approche de distance à une valeur cible : une valeur actuelle est comparée à une valeur cible provenant de textes réglementaires ou d'objectifs politiques. Dans le document cité, l'exemple d'application est réalisé avec la ressource eau. Le calcul des éco-facteurs consiste tout d'abord en une caractérisation, puis en une normalisation et pondération. L'équation 2.6 présente la procédure de calcul.

$$\text{Eco - factor} = 1.EP.FC.\frac{1}{F}.\left(\frac{F}{F_k}\right)^2 \quad \textbf{Équation 2.6}$$

Avec E.P : Éco-point (score d'impact)

FC : facteur de caractérisation (optionnel)

F : état actuel

$F_k$  : valeur cible

Afin d'obtenir le score d'impact, il faut multiplier la valeur d'inventaire par l'éco-facteur.

Le facteur  $\frac{1}{F}$  est un facteur de normalisation tandis que  $\left(\frac{F}{F_k}\right)^2$  représente un facteur de pondération. Cette formule est quasiment identique à celle proposée par Brent (équation 2.5). En réalité, Brent s'est inspiré de la formule proposée par la méthode Swiss Ecopoint Method 1998 qui précédait la méthode décrite ici.

En ce qui concerne la ressource eau, aucun facteur de caractérisation n'est proposé. La valeur de l'état actuel de la ressource (F) correspond au ratio de criticalité (présenté dans la section 2.1.3.1). La valeur cible choisie ( $F_k$ ) correspond à un ratio de criticalité de 20 % (prélèvement de 20 % de la ressource disponible), ce qui correspond à un état de stress hydrique moyen (OECD, 2004). Ainsi, le calcul de l'éco-facteur pour la ressource eau revient à :

$$\text{Eco - factor}_{\text{eau}} = 1.EP \cdot \frac{CR}{0,02^2} \quad \text{Équation 2.7}$$

Avec EP : Éco-point (score d'impact)

CR : ratio de criticalité

Par la suite, la méthode propose de regrouper les zones géographiques en cinq groupes selon la pression existant sur la ressource eau (valeur du ratio de criticalité). Les valeurs des facteurs de pondération sont données dans le tableau 2.6.

**Tableau 2.6 Valeurs des facteurs de pondération pour le calcul des éco-facteurs selon la méthode Swiss Ecoscarcity 2006 (adapté de Frischknecht *et al.*, 2008)**

Pression sur la ressource eau	Plage du ratio de criticalité	Valeur utilisée pour le calcul	Facteur de pondération
Faible	<0,1	0,05	0,0625
Modérée	0,1 to <0,2	0,15	0,563
Moyenne	0,2 to <0,4	0,3	2,25
Forte	0,4 to <0,6	0,5	6,25
Très forte	0,6 to <1	0,8	16,0
Extrême	≥1	1,5	56,3

La qualification de la pression sur la ressource eau correspond à celle proposée par l'OCDE (OECD, 2004) et déjà présentée dans la section 2.1.3.1.

La méthode est appliquée à des processus agricoles : la production de tomates et d'asperges est étudiée en comparant une production non-irriguée, une production irriguée en Suisse et une production irriguée en Espagne. L'impact de l'utilisation de l'eau en Espagne est beaucoup plus important qu'en Suisse. Ceci est dû au stress hydrique plus important en Espagne. Cette différence aurait été encore plus importante si l'on avait subdivisé l'Espagne en sous-régions. En Andalousie par exemple, le manque d'eau est supérieur à la moyenne nationale. Il faut noter que les quantités d'eau consommées ne distinguent pas l'usage consommant des autres types d'usage car les bases de données ACV existantes ne permettent pas cette distinction.

La méthode est régionalisée. La disponibilité de la ressource est le paramètre permettant de cette régionalisation. Il est établi que moins la ressource est disponible, plus l'impact de son utilisation est important. La méthode ne propose pas de caractérisation. C'est encore une pondération. L'indicateur de manque d'eau utilisé est le ratio de criticité. C'est le plus adapté pour caractériser le stress hydrique. Outre l'absence de caractérisation, la principale limite de cette méthode est qu'il n'y a pas de distinction entre les différents types de ressource.

Durant la première phase de l'Initiative pour le Cycle de Vie, un groupe d'expert était en charge de proposer des recommandations pour la prise en compte de la ressource eau en ACV. Malheureusement, ce travail n'a pas conduit à une publication. En voici cependant les résultats (Bauer *et al.*, 2007).

Les concepts d'Owens sont repris : il est indispensable de distinguer les différents types d'usage de l'eau (usage consommant, usage off-stream, etc.). Des impacts apparaissent à partir du moment où l'on fait un « usage critique » de la ressource, qu'il s'agit de déterminer. La méthode doit être régionalisée, le bassin versant est l'échelle adaptée. Le point de départ des impacts est la diminution de la disponibilité de la ressource. L'usage

consommant en est le principal contributeur car il diminue directement la quantité d'eau dans le bassin versant.

Différents types de ressources sont distingués, ainsi que les paramètres limitant leur utilisation (qualité), et les limites de disponibilités. Cependant, ces distinctions ne sont pas très précises.

Le document porte ensuite sur les chaînes cause-effet. Le manque d'eau doit être considéré comme un problème pouvant affecter les catégories de dommages traditionnellement utilisées (santé humaine, qualité de l'écosystème). Les trois principales chaînes cause-effet proposées sont reprises à la figure 2.13. Elles sont relatives au manque d'eau pour les besoins domestiques, pour les usages agricoles et pour les écosystèmes. Le manque d'eau pour les usages industriels, et pour tous les usages dans le flux (in-stream) n'apparaît pas. D'autre part, il est intéressant de constater que, concernant le manque d'eau pour les différents usages humains, deux scénarios sont distingués. Dans certains cas, le manque d'eau peut être compensé. Il faut alors réaliser l'inventaire du procédé de compensation et calculer les impacts via une EICV traditionnelle. Si le manque d'eau ne peut être compensé, il affecte sur la santé humaine.

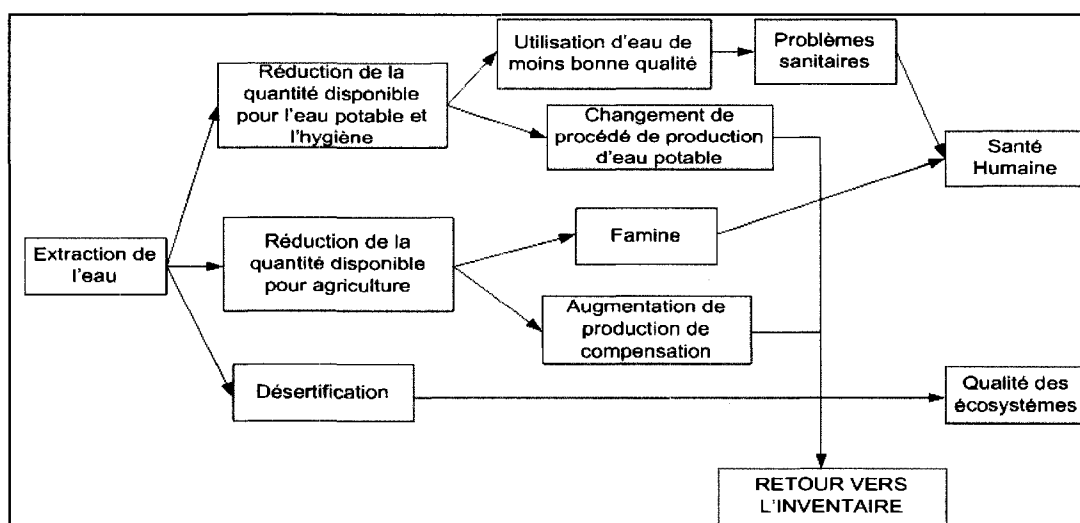


Figure 2.13 Chaîne cause-effet (adapté de Bauer *et al.*, 2007)



Enfin, une procédure pour la prise en compte des impacts est donnée. Il faut dans un premier temps distinguer le type de ressource utilisé. Puis, il faut distinguer le type d'usage de la ressource (consommant, etc.). Ensuite, il faut déterminer le contexte hydrologique local. Enfin, il faut suivre la chaîne cause-effet.

Plusieurs points sont à distinguer dans ces recommandations. Tout d'abord, les particularités de la ressource eau sont associées aux recommandations pour l'EICV. Il est effectivement important de combiner ces deux domaines. Ensuite, la distinction entre les types de ressource est essentielle. La régionalisation est indispensable est le bassin versant semble l'échelle adaptée. L'ébauche de chaînes cause-effet proposée peut être un point de départ pour élaborer le cadre d'étude.

L'ACV est une méthode permettant l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un système de produit. Bien que de plus en plus reconnue et utilisée, il existe un certain nombre de lacunes méthodologiques. La ressource eau est notamment mal considérée tant du point de vue de l'inventaire que du point de vue de l'évaluation des impacts. Il est reconnu que des améliorations sont à faire sur ce plan, afin que l'ACV puisse être un outil d'aide à la décision permettant d'intégrer cette question environnementale majeure. Plusieurs travaux ont déjà été effectués à ce sujet. Il est aujourd'hui nécessaire de coordonner toutes les propositions dans un cadre d'étude commun. C'est l'objet du chapitre 3. Par la suite, la modélisation de certains éléments de la chaîne cause-effet pourra être effectuée.

## **Chapitre 3 Définition d'un cadre d'étude**

### **3.1 Présentation de l'article**

Le présent présente l'article intitulé "Framework for Assessment of Off-stream Freshwater Use within LCA", soumis en septembre 2008 à l'International Journal of Life Cycle Assessment. Les différents co-auteurs : Manuele Margni, Cécile Bulle (École Polytechnique Montréal), Stéphane Pfister, Annette Koehler (ETH Zurich), François Vince (Veolia Environnement) et Louise Deschênes (École Polytechnique Montréal) ont participés aux critiques et aux améliorations de ce cadre d'étude. Tous les coauteurs sont membres du groupe de travail "Assessment of Freshwater Use and Consumption within LCA" accrédité par la Life Cycle initiative.

### **3.2 A Framework for Assessing Off-Stream Freshwater Use in LCA**

#### **3.2.1 Abstract**

*Background, aim and scope* Freshwater scarcity is a prevalent problem in many areas of the world and will become one of the most sensitive environmental issues of coming decades. Existing life cycle assessment (LCA) practices do not provide assessment schemes or characterization factors of the potential environmental impacts for freshwater use or freshwater resource depletion. They therefore do not account for the significant environmental consequences of the loss in quality and availability of freshwater. This paper aims to develop a framework to address this critical methodological deficiency and support further quantitative modeling of the cause/effect chain relationships of water use. The framework includes the definitions of relevant freshwater resource types, recommendations to better quantify and qualify freshwater extraction from the ecosphere into the product system being studied, a description of possible impact pathways, and indicators on mid-point and end-point levels that reflect different areas of protection.

*Methodology* Sufficient freshwater supplies for contemporary human users, the ecosystems, and future generations constitute the key elements of environmental concern. Three midpoint categories are therefore proposed and linked to common Areas of Protection (AoP) as applied in Life Cycle Impact Assessment (LCIA).

*Results* Depending on the regional context, insufficient freshwater supplies for contemporary human users can mean *freshwater deprivation for human uses*, which is the first midpoint impact category ultimately affecting the AoP human life, or ii) the development of compensation processes (e.g. desalination, the import of agricultural goods, etc.) that must be considered through a new LCI. *Freshwater deprivation for ecosystems* is the second proposed midpoint impact category and is linked to the AoP biotic environment. Finally, the last midpoint category is *freshwater depletion* caused by an intensive overuse that exceeds the regeneration rate, which itself is ultimately linked to the AOP abiotic environment. Because freshwater is a resource with a high spatial variability, the proposed framework integrates the possibility of addressing aspects of regionalization.

*Discussion* The level of regionalization is not obvious. Although integrated water resource management recommends organizing sustainable resource management at the watershed level, country level is more relevant for some parameters. In addition, attention must be paid to temporal variability of the resource.

*Conclusion* The framework provides recommended guidance for the development of operational LCA method for water use. It makes it possible to clarify the link between LCI and LCIA, water extraction mechanism models, and impact pathways to the environmental damages.

*Recommendations and outlook* Based on this framework, next steps consist in the development of an operational method for both inventory modeling and impact assessment.

**Keywords :** freshwater • resource use • abiotic resource depletion • life cycle impact assessment • life cycle inventory

### **3.2.2 Introduction**

#### *3.2.2.1 Background*

Freshwater is a vital resource in sustaining both ecosystem health and man-made environmental development. Freshwater scarcity has been recognized as one of the most crucial environmental issues (UNESCO 2006). Many regions around the world are already facing this problem. In Central Asia, high-rate river draining for irrigation purposes caused the desiccation of the Aral Sea. Ecosystems in adjacent regions have been entirely disturbed and humans can no longer carry out activities such as shipping or fishing. In northern China, the over-development of water resources has led to drops in water tables and rivers and also to the degradation of these resources. Ecosystems and humans are thus severely affected by the decrease in freshwater availability. In the Middle East, allocating the water of rivers such as the Jordan or the Tigre and Euphrates among different countries is problematic and creates conflicts as well as environmental issues (Lasserre 2005).

Because life cycle assessment (LCA) is increasingly used by decision-makers to determine sustainable product and technology choices, it is crucial that this assessment tool is able to tackle all major environmental issues, including the ultimate consequences of freshwater use. Current life cycle inventory (LCI) data only provides information on the volume of freshwater used in the product system, with sometimes limited information on its origin (type of water resource) and none on its fate (volume, quality and place of release). The main life cycle impact assessment (LCIA) methods generally do not provide assessment schemes and characterization factors for the potential environmental impacts of freshwater use and its depletion. These methods therefore overlook the significant environmental consequences of the plunges in freshwater quality and availability.

There are obvious weaknesses in LCA-supported decision making. Several method developers (Jolliet and Müller-Wenk 2004; Koehler 2008) and practitioners have noticed these limitations, particularly when addressing intensive freshwater-use

processes such as potable water production (Friedrich 2001; Raluy et al. 2005; Vince et al. 2008), irrigated agricultural production (Sanjuan et al. 2005), and certain industrial processes such as pulp and paper and aluminum manufacturing (Bauer and Zapp 2005), or when freshwater use occurs in regions with limited freshwater availability, such as in South Africa (Landu and Brent 2006). Addressing these severe methodological shortcomings is therefore the aim of this paper, which presents the preliminary outcomes of the *Assessment of use and depletion of water resources within the LCA Framework* (WULCA) project, undertaken in the second phase (2007-2010) of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Koehler and Aoustin 2008).

#### 3.2.2.2 Objectives

This paper aims to develop a conceptual framework to assess off-stream freshwater use within the framework of LCA. It particularly aims to : i) harmonize the definitions and terminology applied when assessing the use of freshwater as a resource, ii) recommend improvements to LCI methodology to better quantify and qualify the extraction of freshwater from the ecosphere into the product system iii) describe a consistent set of impact indicators for midpoint and endpoint levels that reflect different areas of protection, iv) define a set of possible impact pathways, including a description of the qualitative aspects of the cause-effect chain relationships and v) provide a scheme to differentiate the impacts of water use in different regional contexts.

Supplying an operational assessment method and characterization factors does not fall within the scope of this publication but it remains the final objective of the WULCA project in the next two years.

#### 3.2.2.3 State of the art

Freshwater is commonly defined as an abiotic resource (Finnveden 1996; Heijungs et al. 1997; Lindeijer et al. 2002). Two issues pertaining to freshwater abstraction are identified. The first one is depletion of the resource caused by an extraction rate that surpasses the regeneration rate over long periods of time. Consequently, access to the resource becomes more onerous for future generations (Lindeijer et al. 2002; Udo de

Haes et al. 2002). The second issue is competition for freshwater resources, which occurs when a current supply of a certain resource implies less availability for other contemporary users over a limited period. In this particular case, there are problems allocating the resource among different users (Finnveden 1996; Lindeijer et al. 2002).

Three types of abiotic resources are often distinguished depending on their regeneration rate (Finnveden 1996; Heijungs et al. 1997) : deposit or stock resources (regeneration rate  $\sim 0$ ), fund resources (low regeneration rate), and flow resources (high regeneration rate). Although there are many methods to assess stock resources such as fossil fuels or minerals, methodological development is limited for other resource types.

There are few publications on the assessment of freshwater use. Owens proposes a set of indicators that allows for distinctions among different types of freshwater uses in terms of water quantity and water quality (Owens 2001). Some of these concepts are described in this paper (see section 2.1). Although Owens' definitions set an appropriate basis on which to assess the water balance in the LCI phase, environmental mechanisms and related impact pathways caused by freshwater use have not been addressed.

Brent (2004) proposed an assessment method to compare the use of different types of resources through a distance-to-target normalization approach in the South African context. However, while allowing for a comparison of water use with other types of resources such as land or minerals, this method does not model the environmental mechanisms involved in freshwater use.

Bauer and Zapp (2005) proposed spatially differentiated weighted factors, demonstrating that freshwater is a resource with a highly spatial variability. The authors illustrated this point with a case study on aluminum production that showed higher environmental burdens in areas exhibiting freshwater scarcity as compared to areas with a high freshwater availability.

The Swiss Ecological Scarcity Method (Frischknecht et al. 2008) is, to date, the only method published that provides a set of eco-factors to assess freshwater resource use. Frischknecht and colleagues clearly introduced two concepts : the (inverse) linear

relationship between water scarcity and the rate of depletion (i.e., the scarcer the resource, the higher the weighting factor assigned to freshwater depletion) and the high spatial variability of the latter. The methodology proposes eco-factors pinpointing six categories of water stress, which are calculated by comparing the current pressure on the freshwater resource (expressed by the water consumption-renewable water resource ratio) in a specific area to the critical values defined by the OECD as the threshold of water scarcity (OECD 2004).

Task Force 2 of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (phase 1), which was in charge of examining issues related to resource consumption such as land and water use, made a few recommendations concerning the development of a consistent framework to assess freshwater use in LCIA in an unpublished document (Bauer et al. 2006). These recommendations can be summarized as follows : i) the assessment method should be regionalized in reference to the hydrological context; ii) freshwater consumption<sup>1</sup> is a phenomenon that creates impacts because it lowers freshwater levels and also deprives other users in the technosphere and ecosphere; iii) a set of water resource types is detailed with the constraints and limits for its use and supply; iv) resource depletion can be considered as a midpoint while human health and reduction in biodiversity seem to be appropriate endpoints; v) natural resource damage categories may not be considered if the cause-effect chain is modeled up to the human health and ecosystem quality categories; vi) impact pathways highlighting the impacts on human health through the use of lower quality water for domestic purposes and yielding reductions in food production should be considered; and vii) impacts of food-compensation production and those on biodiversity through desiccation and loss of habitat should also be addressed. These recommendations were also provided from the Life Cycle Initiative (phase 1) who was in charge to propose guidance on good practices for LCA. They also should be considered carefully.

---

<sup>1</sup>They suggest that “consumption” refers to the difference between the amount of water entering and leaving the product system.

### 3.2.3 Main features : the key issues surrounding off-stream freshwater uses

It has to be considered that harmful effects of chemicals added to the water cycle are already taken into account in other impact categories such as aquatic ecotoxicity or eutrophication. To avoid accounting for the effects of waterborne pollutants twice, this framework will only consider the direct influence that the deterioration in water quality might have on downstream usage.

#### 3.2.3.1 2.1 Harmonizing the terminology

*Freshwater use* is a generic term that groups all types of human uses of freshwater resources. *In-stream freshwater use* is the use of water in situ (e.g. for a dam for hydroelectric power or navigational transport on a river) whereas *off-stream freshwater use* is the use of water that requires removal from the natural body of water or groundwater aquifer (e.g. pumping or diversion for municipal, agricultural, or industrial uses) (Owens 2001). This distinction implies that different methods are required for different uses because they do not rely on the same pattern : although quality and flow regime might be changed, in-stream use leaves the resource partially available for ecosystems whereas off-stream use does not. *Freshwater degradative use* defines the withdrawal and discharge into the same watershed after quality alteration (Pfister et al. 2008) while *freshwater consumptive use* is the use of freshwater when release does not occur because of evaporation, product integration, or discharge into different watersheds or the sea (Owens 2001). Combining these definitions leads to the definition of four types of freshwater use, which are illustrated by the following examples. In-stream freshwater degradative use could describe the increase in water temperature caused by a hydropower plant. In-stream freshwater consumptive use could describe the additional evaporation of river water caused by dams or reservoirs. Off-stream freshwater degradative use could describe the biochemical oxygen demand (BOD) increase between water catchment and wastewater treatment plant effluent. Off-stream freshwater consumption could describe the proportion of irrigation water that is evaporated by crops.



*Competition for freshwater resource* appears when the current freshwater availability is too low to fulfill the requirements of all freshwater users. Therefore, the allocation of available resources among the different users becomes problematic. The threshold that characterizes competition is reached when human withdrawals represent more than 10% of the resource renewability rate (OECD 2004). Then, the intensity of the competition increases with additional withdrawal and availability reduction. *Freshwater depletion* is defined as the net reduction in the amount of freshwater in a watershed over a significant time period. It occurs when the consumption rate is higher than the renewability rate. Competition for freshwater resources and freshwater depletion are strongly interconnected. Freshwater depletion also reduces freshwater availability for current users, generating competition for the freshwater resource. Therefore, both of these phenomena can appear at the same time. In addition, freshwater depletion reduces resource availability for future generations, for whom the intensity of the competition for freshwater will potentially increase.

*Water types* are defined through two parameters : resource type (e.g. groundwater, surface water, etc.) and quality (e.g BOD, temperature, toxic hazards, etc). Each of them is an elementary flow with its own characterization factors. The *functionality* is the set of potential uses of a water type. The *yield* of an activity is the quantification of the product or service delivered by the activity (e.g. mass of food for agriculture, power for electricity production, etc.). *Freshwater equivalent* is a unit to compare water types on a common basis, according to their differences in functionality and quality.

### 3.2.3.2 *Quantity and quality aspects of off-stream freshwater use at the life cycle inventory level*

As mentioned, pollutant emissions in freshwater are already collected separately in the LCI stage and assessed in other impact categories. Here, we will focus on how to improve LCI practices in order to better quantify the decrease in freshwater availability. The reduction in freshwater availability is caused by freshwater consumptive use (a reduction of the net volume of water within the watershed) and by freshwater

degradative use (a reduction in the availability of freshwater of original quality in the watershed).

The objective of the life cycle inventory stage is to quantify this decrease in freshwater availability. For this purpose, a set of water types must first be identified. Although the distinction among resource types is already made in some databases (e.g. ecoinvent) (Frischknecht and Jungbluth 2004), the definition of single values for water quality remains a complex challenge. A distance-to-target approach is proposed with drinking water as a reference. As energy demand is by far the key contributor to the overall environmental impacts and economic costs of water treatment processes (Friedrich et al. 2007; Vince et al. 2008), the quality could be defined through the energy required to purify the resource to achieve drinking water quality. For example, a conventional treatment requires  $60 \text{ Wh/m}^3$ , nano-filtration requires  $400 \text{ Wh/m}^3$  and reverse osmosis requires  $3300 \text{ Wh/m}^3$  (Vince, 2007).

In addition to quantifying the volume of freshwater entering the product system, the volume of water leaving it must be quantified. The balance of each water type makes it possible to quantify the freshwater loss and gain of a particular quality range and distinguish between the different types of degradative freshwater use. Consumptive use must be quantified as an additional elementary flow, which is calculated as a net reduction in the amount of freshwater entering and leaving the product system. The following example illustrates this proposal. A crop production requires  $10 \text{ m}^3$  freshwater for irrigation, which is withdrawn from a high-quality aquifer. In total,  $3 \text{ m}^3$  are consumed through evapotranspiration and  $7 \text{ m}^3$  are drained back into a river after quality alteration. Elementary flows are defined by the following : consumption of  $10 \text{ m}^3$  of water type “high quality aquifer water”, emission of  $7 \text{ m}^3$  water type “low quality river water” (availability gain for this water type) and  $3 \text{ m}^3$  of consumptive use. Table 3.1 gives an illustration of this example. Elementary flows are calculated in the last column.

Tableau 3.1 Illustration of the water use inventory data calculation\*

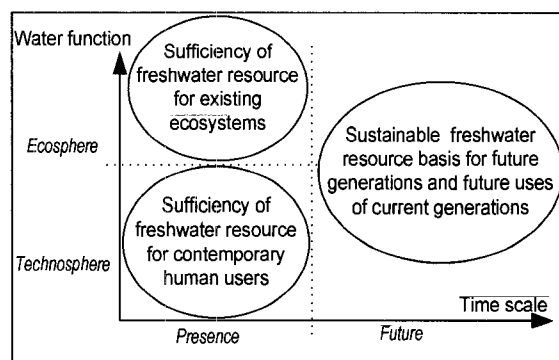
Water type	Quality	Resource type	Withdrawal (m <sup>3</sup> )	Release (m <sup>3</sup> )	Consumption (m <sup>3</sup> )
1	high	Groundwater	10	0	10
2	low	Groundwater	0	0	0
3	high	Surface water	0	0	0
4	low	Surface water	0	7	-7
<b>Total</b>			10	7	3

\*Elementary flows are calculated in the last column (Consumption). Negative values indicate a gain in the water type

### 3.2.3.3 Impact pathways and midpoint/endpoint indicators along the cause-effect chain

#### Identifying three elements of environmental concern

Prior to assessing the consequences of freshwater use, three general elements of environmental concern are identified to be considered in the cause-effect chain assessment (Figure 3.1).



**Figure 3.1 Elements of environmental concern according to water functions and time scale**

In this context the functions of water was defined as supporting human uses in technosphere and sustaining life in ecosphere. i) Water is needed to support current human activities. The *sufficiency of freshwater resource for contemporary human users* is therefore the first element of environmental concern. ii) Water supports life in the ecosystem as well as fundamental ecosystem functions; *sufficiency of freshwater resource for existing ecosystems* represents the second element of environmental

concern. iii) The vital nature of water ensures that freshwater will remain an essential resource for future generations. The sustainable *freshwater resource basis for future generations and future uses of current generations* (for both humans and ecosystems) depicts therefore the last element of environmental concern.

*Sufficiency of freshwater resource for contemporary human users* : It is stated that resources are “entities valued for the functionality that they deliver to human society” (Stewart and Weidema 2005). “The concept is strongly linked to human valuation and technology. An object of nature is considered to be a natural resource only when humans show an interest in extracting and subsequently using it in an economic system” (Lindeijer et al. 2002). It is therefore adapted to associate value of the resource with the functions it delivers to the technosphere. Changes in freshwater availability affect all potential contemporary downstream human users since they lead to an increasing competition for the resource. Some users may no longer have access to the resource at all and therefore must reduce or modify their activities, thereby generating changed environmental impacts.

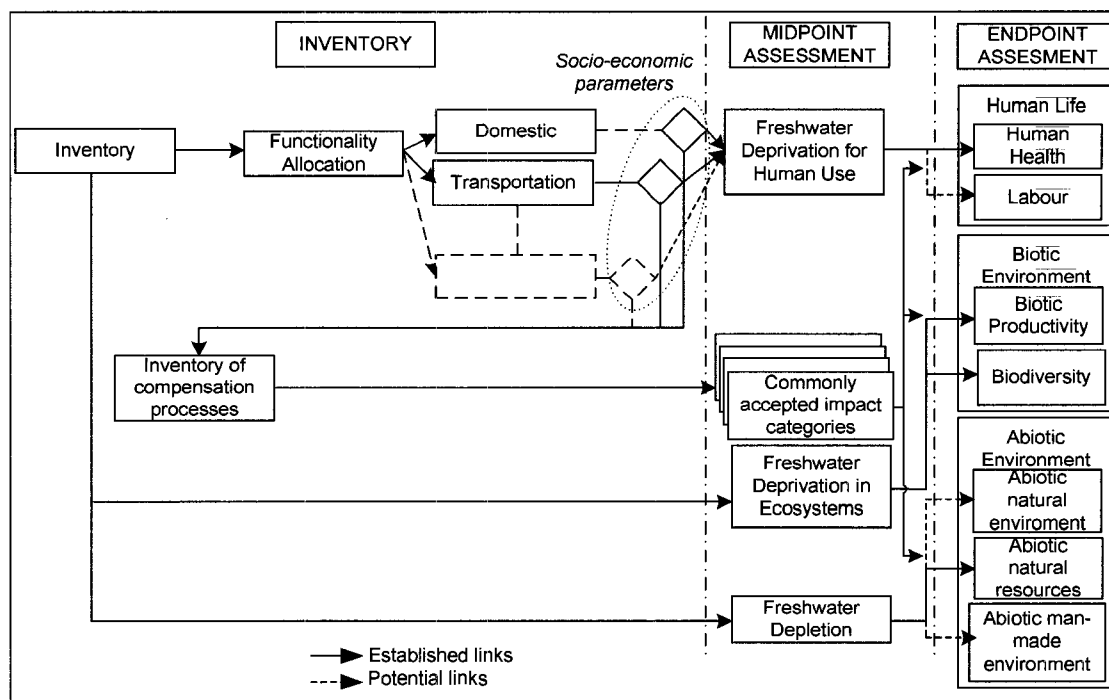
*Sufficiency of freshwater resource for existing ecosystems* : Freshwater is not only valuable for human needs, but it is also essential to sustain biodiversity and ecosystem functions (e.g. nutrient cycling and photosynthesis). Freshwater availability modification directly affects contemporary ecosystems.

*Sustainable freshwater resource basis for future generations and future uses of current generations* : Water is the only abiotic resource that can never be substituted for certain purposes (e.g. drinking or sustaining ecosystem life). Therefore, keeping a sustainable basis of water resources for future generations could be considered as an environmental interest for both human development and sustainable existence of ecosystems.

#### *General description of the cause-effect chains*

An imbalance in one or all of these elements of environmental concern can potentially generate environmental impacts. Therefore, three main sets of impact pathways

associated with each of these general elements of environmental concern have been developed, linking water use to three new midpoint impact categories and ultimately to current endpoint categories (Margni et al. 2008). Figure 3.2 provides a description of these impact pathways in a generalized cause-effect chain framework.



**Figure 3.2 Description of the cause/effect chain**

The first set of impact pathways addresses the competition over freshwater resource between different contemporary human activities due to an insufficiency of the resource. This leads to (i) *freshwater deprivation for human uses*, the midpoint impact category that represents the volume of water becoming unavailable for contemporary human uses or (ii) the development of compensation processes to adapt to the decrease in freshwater availability. The second set of impact pathways relates to freshwater insufficiency for existing ecosystems due to increased human withdrawals, which leads to *freshwater deprivation in ecosystems*, the midpoint impact category that represents the volume of water becoming unavailable for current ecosystem needs. The third pathway addresses the availability of freshwater for future generations (i.e. : the reduction of long-term availability of the natural resource due to freshwater use rates that are higher than the

resource renewability rate) and leads to *freshwater depletion*, a midpoint indicator that represents the reduction in the freshwater volume from the watershed over a long period of time. We suggest expressing these three new midpoint indicators in “cubic meters of freshwater equivalent”, calculated by weighting the physical cubic meter by parameters that differentiate the value of the resource according to water types such as water resource type, freshwater quality, etc. Freshwater use potentially affects none, one, or all the three impact categories simultaneously. These midpoint indicators are then linked to endpoints within three areas of protection (AoP) commonly accepted in LCIA and which have been summarized by the Task Force 1 Working Group of the Impact Assessment of the Life Cycle Initiative (Phase 1) (Margni et al. 2008) : human life (human health and labour), biotic environment (biodiversity and biotic productivity) and abiotic environment (abiotic natural environment, abiotic natural resources and abiotic man-made environment). The three elements of environmental concerns identified above can be reflected in these three AoPs, where damage on human life are only assessed for current generations. Note that the link to endpoint categories is not the primary goal of this paper, so that this can be considered as a first proposal that can be modified to adapt the method to all LCIA frameworks.

### **3.2.4 Description of the three impact pathways**

#### *3.2.4.1 Impact pathways linked to freshwater resource insufficiency for contemporary human users*

To assess the impacts of freshwater insufficiency for contemporary human users, we propose the functional approach introduced by Stewart and Weidema, which states that some abiotic resources have a functional value for humans : they are valuable because they enable us to achieve goals that have intrinsic value, such as human welfare or human health (Stewart and Weidema 2005). This impact pathway aims to define how the human functional value of the resource is affected by its use and how to link it with elements of intrinsic value such as human health.

A decrease in freshwater availability affects the human activities that require freshwater. Current freshwater functions within technosphere are well-known : maintaining human and environmental health, supporting biotic and industrial productions, carrying goods, and possessing a psychological role given its aesthetic or cultural value (Lundqvist and Gleick 2000; MEA 2005). Freshwater is therefore used for human purposes through off-stream use (domestic, agricultural, and industrial uses) and through in-stream use (shipping, hydropower production, fisheries, and recreational uses) (see Table 3). However, not all water types can be used for all human purposes. For example, shipping or fishing is not possible on groundwater. A reduction in freshwater availability only affects the uses that pertain to the functionality of the water type in question. This principle is described as Functionality Allocation in Figure 3.2. Table 3.2 is illustrating the definition of functionality for several water types. Note that it is not a formal proposal but an example to help the understanding of this concept.

**Tableau 3.2 Illustration of functionality definition for each water type**

Water type	Quality	Resource type	Agric.	Dom.	Indus.	Energy	Transp.	Fishery	Recre.
1	high	ground	X	X	X				
2	low	ground	(X)						
3	high	surface	X	X	X	X	X	X	X
4	low	surface	X			X	X		

Freshwater reduction could prevent downstream users from fulfilling their needs. The yield of the activity is therefore affected. For example, reducing freshwater availability for agriculture impacts crop irrigation and food production; lowering canal levels when the resource is allocated to other purposes hinders barge shipping and reduces the volume of goods transported. A set of yield indicators is proposed in Table 3. When freshwater availability is reduced, two scenarios are possible : deficiency and compensation, respectively.

*Deficiency scenario* : The loss of yield results in a limited capability to provide a product or service (e.g. a reduction in drinking water, which can lead to the consumption of water of lower quality and, in turn, an increase in disease; water scarcity affects agricultural yields and, consequently, food availability, which leads to an increase in cases of malnutrition and disease). Table 3 proposes a set of deficiency scenarios for each activity. Each scenario generates specific impacts that may be aggregated in an early stage in the cause-effect chain modeling through a midpoint category - *water deprivation for human uses* - expressed in *cubic meters of freshwater equivalent unavailable for humans*. This indicator represents the intensity of the competition between human users. One can argue that competition for a resource is not relevant in an LCA perspective and should be treated within the econosphere (Lindeijer et al. 2002; Bauer and Zapp 2005). However, in this context, we believe that it is relevant to consider the competition for freshwater resources because the type and extent of the environmental burdens are the direct consequence of the allocation choices in regards to human uses (UNCSD 1997; UNESCO 2006). Examples are numerous and diversified : Turkish storage and withdrawal on the Euphrates River for hydropower production and crops irrigation affect Syria and Iraq's irrigation capacity, reducing their crop yields; high extraction rates from the river supplying the Aral Sea for irrigation purposes lowered the sea level in a dramatic way, hindering fisheries and shipping (Lasserre 2005). The examples highlight the fact that competition for freshwater has direct impacts on environmental AoPs and it is therefore relevant to consider it in LCA.

We propose a new midpoint indicator to calculate the volume of water that is no longer available for downstream users. Although providing operational characterization factors is not the focus of this paper, we propose a set of parameters and principles that should be included when calculating such factors. The first is the state of freshwater scarcity in the area. The scarcer the water, the more water use will deprive other users. This principle has already been taken into account by the Swiss Ecological Scarcity Method (Frischknecht et al. 2008) and in a more general way by all freshwater stress indexes (Rijsbeman 2006). Considering this type of parameter necessarily leads to the



regionalization of the midpoint assessment. The second parameter is the functionality of the resource. The more potential uses of the resource, the more its use will deprive human users. The release of water into the ecosphere after a human use that increases functionality (e.g. use of reclaimed water after water treatment) can be considered to be an environmental benefit since more freshwater-use functions are enabled. The last parameter proposed is water quality, which makes it possible to compare and aggregate the different quality resources into a single indicator. A quality-relative factor must therefore be found to support the conversion of a physical water flux into a quality-equivalent water flux or volume. The distance-to-target approach as proposed above could be used, but needs further research to be made operational. The parameters (scarcity, functionality, and quality) to calculate the midpoint indicator must be viewed as suggestions to enhance the current methods based on water scarcity criteria (Bauer et al. 2007; Frischknecht et al. 2008).

The cause-effect chain can be modeled up to the endpoint impact categories. A reduction in a service or product provided to humans could result in a loss of life years or life quality and can therefore be converted into the widely accepted DALY (Disability Adjusted Life Year) indicator which is broadly applied in LCA. Observing and compiling data on non-access to safe water and malnutrition would be a suitable starting point.

Labour could also be affected since a lack of water for industrial purposes reduces goods production. This additional link must be considered carefully to avoid double counting, since the impact on human health may already account for changes in quality of life due to non-access to manufactured goods. This last link may account for social aspects rather than environmental problems (Koehler 2008). We have therefore defined this link as potential (dotted lines, Figure 2), recognizing that more research is needed to develop a consistent characterization method and indicators.

*Compensation scenario* : Compensation for the loss of yield is possible through compensation scenarios that account for the additional efforts necessary to produce the goods or services generated by the human activities affected by the reduction in water availability. The following examples illustrate compensation scenarios : desalination plants to offset the reduction in freshwater availability at a potable water treatment plant; trucks used for transport when freight transport on rivers or canals is difficult or no longer possible because of low water levels. The same analysis can be extended to all human activities as shown in Table 3. To assess the indirect impacts generated by the compensation scenario, a new life cycle inventory (LCI) must be established and evaluated through a traditional midpoint/endpoint LCIA framework that includes the possible impacts of freshwater use.

From an LCA standpoint, these rebound effects must be considered within the LCI since it is not the environmental mechanisms but the technological changes induced by freshwater use that we are seeking to represent (Finnveden 2005; Weidema et al. 2005). A marginal approach could be adopted if we knew exactly which technologies were affected by the decrease in freshwater availability, turning *de facto* this model into a consequential model. Otherwise, an attributional approach could be used, since water use induces a mix of compensation technologies. A set of generic compensation scenarios could be modeled and proposed along with this method as described in Table 3 to help practitioners. However, practitioner must ensure that the generic scenario is a relevant proxy in their specific cases. Water scarcity in the Barcelona region (Spain), for instance, is an acute problem, affecting, among other things, the domestic supply. A default generic scenario for water compensation could be desalination of seawater. However, in reality, the chosen compensation technology is the import of freshwater from France by tankers. This example shows that identifying the marginal technology is not always obvious.

The choice between deficiency and compensation scenarios depends on socio-economic parameters. The importance of socio-economic parameters for water access has been shown : there is a strong correlation between wealth and development which are characterized by gross domestic product (GDP) or the human development index (HDI) and access to safe drinking water or improved sanitation (Sullivan 2002). This principle can be generalized to all water-using activities. Adaptability is generally based on wealth : the richer the area, the more easily it will be able to compensate. Many examples illustrate this principle : Middle Eastern countries such as the United Arab Emirates have many desalination plants to fulfill their water needs (WWF 2007); wealthy countries no longer suffer from famine (FAO 2008); only part of the populations of low-income countries have access to electricity (World Resource Institute 2004), etc. In general, GDP is a good indicator of wealth and can be a decision parameter for some freshwater users. However, we suggest the use of specific indicators for each of the freshwater functionalities because the levels of development may differ. For example, in South Africa (2002-2004), less than 2.5% of the population suffered from malnutrition but only 88% of the population had access to safe drinking water (World Resource Institute 2004). Other socio-economic parameters to assess the capacity to adapt to water scarcity are proposed in Table 3.3. Approaches have to be developed to determine the exact proportion of the population that is affected by water deprivation and compensation scenarios.

**Tableau 3.3-1 Freshwater contemporary human users from the technosphere and impacts of reduction in water availability (part 1)**

Fresh-water user	Type of use	Yield indicator	Impact Scenarios (D= deficiency; C=Compensation)	LCA impact categories potentially affected		Socio-economic parameters
				Midpoint	Endpoint	
Domestic.	Off-stream	Volume of potable water supplied	D Lack of hygiene Use of low-quality water Thirst	Freshwater deprivation for human uses	Human health	% of the population with access to safe drinking water or sanitation
			C Water import New water treatment processes	Generation of a new LCI assessed with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		
Agriculture	Off-stream	Mass of food produced	D Undernutrition Malnutrition	Freshwater deprivation for human uses	Human health; biotic production	% of the population affected by malnutrition
			C Food import Changes in food production	Generation of a new LCI with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		
Industry and cooling	Off-stream	GDP derived from industry	D Lack of goods	Freshwater deprivation for human uses	Human health; labour	GDP per capita
			C Goods import Changes in goods production processes	Generation of a new LCI assessed with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		
Transportation	In-stream	Volume or mass transported	D Lack of goods	Freshwater deprivation for human uses	Human health; labour	GDP per capita
			C Changes in methods of transportation	Generation of a new LCI with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		
Hydro-power	In-stream	MJ produced	D No access to electricity	Freshwater deprivation for human uses	Human health; labour	% of the population with access to electricity
			C Changes in electricity production processes	Generation of a new LCI assessed with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		

**Tableau 3.3-2 Freshwater contemporary human users from the technosphere and impacts of reduction in water availability (part 2)**

Fresh-water user	Type of use	Yield indicator	Impact Scenarios (D= deficiency; C=Compensation)	LCA impact categories potentially affected		Socio-economic parameters
Fish-eries	In-stream	Mass of fish produced	D Malnutrition	Freshwater deprivation for human uses	Human health; biotic production	% of the population affected by malnutrition
			C Fish import	Generation of a new LCI with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		
Recre-ation	In-stream /off-stream	GDP derived from aquatic recreation	D Absence of recreational activities	Freshwater deprivation for human uses	Human health	GDP per capita
			C Changes in recreational activities Relocation of recreational activities	Generation of a new LCI assessed with a full LCIA methodology that accounts for all impacts		

#### 3.2.4.2 Impact pathway linked to freshwater resource insufficiency for existing ecosystems

A decrease in freshwater availability reduces aquatic ecosystem habitats and leads to the desiccation of the land, thus modifying the occurrence of terrestrial species (Lundqvist and Gleick 2000; Nixon et al. 2000; MEA 2005). The *water deprivation in ecosystems* midpoint category calculates the ecosystem's lack of water caused by human uses and can be expressed as *cubic meters of freshwater unavailable for ecosystems*. Two parameters are essential in calculating this indicator. The first is the pressure of human withdrawal on the freshwater resource in a given area. Again, this parameter involves regionalized assessment at the midpoint level. The second parameter is the ecological value of the resource describing the physical relation to and dependency on the water resource. All resource-types do not have the same role within the ecosystems. For example, freshwater from a deep fossil aquifer has no or limited value as compared to a

lake with high biodiversity. Further research is needed to define the appropriate weighting factor relative to the ecological value of the different water types.

Biotic environment is the most relevant environmental AoP when accounting for these impacts. Biodiversity and biotic production which could be expressed in widely accepted units,  $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year}$  and net primary production respectively, are therefore damages categories linked with the proposed midpoint category. For instance, Pfister *et al.* (2008) calculated regionalized characterization factors for water consumption quantifying impacts on primary production serving as proxy for PDF (Pfister *et al.* 2008). Global climate and land-use data were applied for computing the portion of plant growth which is limited by water availability. The area-time factor ( $\text{m}^2 \cdot \text{year}$ ) corresponding to the water amount consumed was derived from precipitation data.

Below, two additional examples of models currently under development are presented which aim to link water use and biotic environment changes.

Van Zelm *et al.* (2008) are currently modeling the cause-effect chain that links freshwater extraction from groundwater reservoirs and the potential damages to the terrestrial ecosystems. The extraction of groundwater causes a decline in groundwater levels, making it impossible for the roots of certain plants to reach the groundwater and resulting in a decline in biodiversity. Researchers suggest combining a fate factor relative to the time necessary for the water table to reach its original level and an effect factor relative to the ecosystem's sensitivity to water deprivation. The scenario could be adapted to surface water with the fate factor being the time necessary for a river to regain its original flow rate.

Humbert and Maendly (2008) propose a model that assesses the impacts of dams on biodiversity. Although they refer to in-stream freshwater use, the concepts that have been developed are interesting in that they link the reduction in the occurrence of downstream species to river water flow modifications.

#### 3.2.4.3 *Impacts linked to the non-sustainability of freshwater for future generations*

When consumptive use reaches the renewability rate in a specific area, further consumptive use creates freshwater depletion. This phenomenon is particularly relevant when referring to resources such as fossil aquifers (deposits), but depletion could also happen in fund or flow resources as renewable aquifers (e.g. USA) (USGS 2003) or rivers (e.g. northern China) (Lasserre 2005) where water is consumed at an extraordinarily high intensity and surpasses the natural renewability of the resource. Considering current water-use trends, this phenomenon will increase in the coming decades (UNESCO 2006). A new midpoint category, *water depletion*, is proposed and describes the volume of water that “disappears” from the watershed for a long period of time, thus implying that the resource will not be available for future generations and also for future uses of contemporary generations. This impact indicator could be expressed in *cubic meters of freshwater equivalent depleted*. From a practical point of view, this indicator would correspond to a consumptive use beyond the renewability rate. The renewability rate and the intensity of consumptive use are region-specific and the spatially differentiated approach to this midpoint impact category is therefore necessary.

Freshwater depletion intensifies the deprivation for future human and ecosystem uses, reducing the availability for future generations, and for future uses of contemporary generations and leading to an increase in the environmental issues described in section above. The question of considering natural resources as a damage category is therefore a legitimate one since the cause-effect relationship could be modeled in a way that is similar to the ways described in the sections above. However, modeling future insufficiency scenarios is complex, especially with regards to human uses. First of all, the choice between a deficiency or compensation scenario depends on socio-economic parameters that are extremely difficult to predict. Second, although we can reasonably identify and assess the current compensation processes used to fulfill human needs, future technological innovations are uncertain. Third, some potential freshwater uses for which water depletion would be an impediment have likely not been identified yet. For

example, groundwater is essential to soil stability. Lowering the water table through withdrawal and particular soil properties could lead to soil surface subsidence. Man-made environments can therefore be extremely impacted (Mousavi et al. 2001). Groundwater is generally considered to be non-valuable for energy production. However, when developing renewable energies, increasing importance is being given to geothermal energy. Although part of the technology is limited to the energy supply mix, this freshwater function could be added in the near future.

We therefore propose to link freshwater depletion with abiotic natural resources damage category, keeping in mind that the existence of this damage category within LCIA is debatable. To quantify these impacts, we suggest using the concept of surplus energy required for future resource extraction (Müller-Wenk 1999). Future solutions to replace the depleted freshwater must be identified and the additional efforts required to replace the water resources or reduce the water uses so that they fall below the regeneration level must be assessed. Of the different technologies, desalination could be the ultimate strategy. Population movement to reduce water stress and allow resource regeneration is another scenario that could be modeled. These efforts can be translated into non-renewable primary energy needs compatible with the unit used for the abiotic resource depletion damage category (MJ).

The abiotic natural environment could be another endpoint category. The freshwater resource will then refer to elements such as rapids or landscapes to which one can attribute an intrinsic value – a river or an aquifer have a value in themselves. Abiotic man-made environments could also be affected by freshwater depletion since artificial lakes or reservoirs could disappear. However, a consistent method to assess these last two damage categories is not currently available.

### **3.2.5 Discussion**

Freshwater is a resource with high spatial variability and which is used locally. Many parameters including water quality, water availability, socio-economic parameters or allocation between off-stream users, depend on local and regional conditions. The



question of levels of regionalization is therefore very relevant. A significant amount of data on hydrologic parameters (e.g. the regeneration rate of water types) and water use behaviors (e.g. the intensity of the withdrawal pressure, the sectoral uses of water types) are necessary to compute the method in development. Some global water use and hydrologic context databases are available at a national level (World Resource Institute 2004; FAO 2007; WBCSD 2007). However, integrated water resource management recommends organizing sustainable resource management at the watershed level (UNESCO 2006). This level is relevant to water use and the hydrologic parameters. There exist certain models to define the parameters at this particular level. For example, Water GAP 2 is a model that combines global water use and river basin hydrologic data (Alcamo et al. 2003). The results of this model could be used to determine freshwater scarcity. At the national level, however, socio-economic parameters are more relevant. For example, Israel and the Occupied Palestinian Territories are neighboring countries. While water availability parameters are quite similar for these countries, wealth is not. Deficiency scenarios are more adapted to the Occupied Palestinian Territories whereas compensation occurs in Israel. The best solution therefore seems to cross the watershed and national levels by applying the Geographic Information Systems. The applicability of this solution depends on data availability for such detailed levels. Grouping areas among different water resource profiles is also a solution to reduce the number of characterization factors to fewer situations. However, to date there are still limitations in regionalization capabilities. Appropriate data and modeling instruments are currently not at hand to, for example, simply compare and show differences between two Egyptian tomatoes (one from Alexandria and one from Luxor) in an automated way.

Water availability might also have a significant temporal variability. Water stress statistics are given yearly but variations among seasons can sometimes be significant. In addition, structural changes involve changes in water use behavior over time. This means that annual statistics in some cases may not prove to be sufficiently appropriate to model the full impact pathway. The temporal dimension should, therefore, be a topic of future research.

Another discussion point is regarding the assessment of green water use. Green water is defined as the rainwater directly used and evaporated by non-irrigated agriculture, pastures, and forests (FAO 2003) and corresponds to the moisture contained in soil. The transformation of natural land into an agricultural field could alter the availability of freshwater in the soil because the freshwater requirements of natural lands differ from those of crops. Because it could be viewed as a change in freshwater availability, this method should assess the phenomenon. However, it could also be viewed as a land transformation that should be assessed through land-use methodologies. A discussion with working groups elaborating on land-use is needed to define whether or not it is best to assess the use of green water within the land-use or freshwater-use assessment metrics.

Finally, it is recognized that freshwater plays a significant role for ecosystems services. Although no consistent method is established concerning inclusion of this topic within LCA, future development should consider this aspect.

### **3.2.6 Conclusion**

The suggested framework provides recommended guidance for the development of operational LCI schemes as well as LCIA methods and characterization factors for water use. It makes it possible to clarify the link between LCI and LCIA, water extraction mechanism models, and impact pathways to the environmental damages. It also addresses the regional aspects of this type of resource and advances the debate on the best methods to assess natural resources within LCA. We believe that the functional approach suggested in this paper is appropriate considering the role of the resource within technosphere. The functional approach makes it possible to model the cause-effect chain relationship up to human health, but also to determine technological compensation scenarios generated by changes in freshwater availability. Freshwater is an essential resource for ecosystems and its use could therefore impact the biotic production AoP. Because modeling the future impacts of freshwater depletion is highly

unreliable, this issue remains linked to the abiotic resource impact category, though the relevance of considering this category is not implicit.

The aim of this paper was to provide a conceptual framework for assessing freshwater use in the context of LCA. This is a starting point for development of quantitative models for both inventory modeling and impact assessment. Providing a fully applicable method is the final objective of the WULCA project under the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. In addition to the required methodological developments, case studies are also needed to check the practicability of the framework.

### **3.2.7 Acknowledgments**

The research was carried out under the auspices of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, which also provided logistical support and facilitated consultations with stakeholders.

Many people contributed to the discussions and framework development process. The authors are grateful for the contributions of further members of the WULCA Working Group (A.P. Arena, E. Aoustin, and R. Juraske) and for the individual contributions of C. Bauer, M. Berger, R. Frischknecht, M. Huijbregts, S. Humbert, A. de Schryver, R. Van Zelm, and B. Weidema.

Finally, CIRAIG likes to thank for the financial contribution of the industrial partners : Alcan, Arcelor Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Électricité de France/Gaz de France, Hydro-Québec, Johnson and Johnson, Le Mouvement des caisses Desjardins, Rona, Total and Veolia Environment.

### **3.2.8 References**

- Alcamo, J., P. Doll, T. Henrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. Rosch and S. Siebert (2003) : Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydro. Sci. J.* 48(3) : 317 - 337
- Bauer, C., W. Flint, B. Kirk, L. Mila I Canals, B. Weidema and A. Anton (2006). Impact Category Natural Resource Use : Freshwater, unpublished, UNEP/SETAC Life Cycle Initiative

- Bauer, C. and P. Zapp (2005) : Towards Generic Factors for Land Use and Water Consumption. A. Dubreuil ed. Life Cycle Assessment of Metals : Issues and Research Directions. SETAC - USA, Pensacola, USA
- Brent, A. (2004) : A Life Cycle Impact Assessment Procedure with Resource Groups as Areas of Protection. Int. J. LCA 9(3) : 172-179
- FAO (2003) : Review of world water resources by country, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- FAO (2007). Aquastat
- FAO (2008) : Crop Prospect and Food Situation, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Finnveden, G. (1996) : Resources and related impact categories. H. A. Udo de Haes ed. Towards a Methodology for Life Cycle Assessment. SETAC - Europe, Brussel, Belgium
- Finnveden, G. (2005) : The Resource Debate Needs to Continue. Int. J. LCA 10(5) : 372
- Friedrich, E. (2001). Environmental Life Cycle Assessment of Potable Water Production. Durban, South Africa, University of Natal
- Friedrich, E., S. Pillay and C. A. Buckley (2007) : The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. Water SA 33(4) : 443-451
- Frischknecht, R. and N. Jungbluth (2004) : Ecoinvent : Overview and Methodology, 1. Ecoinvent Center
- Frischknecht, R., R. Steiner, A. Braunschweig, N. Egli and G. Hildesheimer (2008). Swiss Ecological Scarcity Method : The New Version 2006. unpublished
- Heijungs, R., J. B. Guinée and G. Huppes (1997) : Impact categories for natural resources and land use, Center of Environmental Science (CML), Leiden, NL
- Humbert, S. and R. Maendly (2008). Characterization factors for damage to aquatic biodiversity caused by water use especially from dams used for hydropower. LCA Discussion Forum 35. Zurich, Switzerland
- Jolliet, O. and R. Müller-Wenk (2004) : The LCIA Midpoint-Damage Framework of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Int. J. LCA 9(6) : 394-404
- Koehler, A. (2008). Water Use in LCA : Managing the planet's freshwater resources. International Journal of Life Cycle Assessment 13 : 451-455.

- Koehler, A. and E. Aoustin (2008). Assessment of Use and Depletion of Water Resources within LCA. SETAC Europe. Warsaw, Poland
- Landu, L. and A. C. Brent (2006) : Environmental life cycle assessment of water supply in South Africa : The Rosslyn industrial area as a case study. *Water SA* 32(2) : 249-256
- Lasserre, F. (2005). *Eaux et territoires : tensions, coopérations et géopolitique de l'eau*. Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, Québec
- Lindeijer, E., R. Müller-Wenk and B. Steen (2002) : Impact Assessment on Resources and Land Use. H. A. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop et al eds. *Life cycle impact assessment : Striving towards best practice*. SETAC, Pensacola, Florida
- Lundqvist, J. and P. Gleick (2000) : *Sustaining our Water into the 21st Century*, Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden
- Margni, M., T. Gloria, J. Bare, J. Seppälä, B. Steen, J. Struijs, L. Toffoletto and O. Jolliet (2008). *Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment*, unpublished, UNEP-SETAC Life Cycle Initiative
- MEA (2005) : *Ecosystems and Human Well-Being*, Millenium Ecosystem Assessment
- Mousavi, S. M., A. Shamsai, M. H. El Naggar and M. Khamsehchian (2001) : A GPS-based monitoring program of land subsidence due to groundwater withdrawal in Iran. *Can. J. Civ. Eng.* 28(3) : 452-464
- Müller-Wenk, R. (1999) : Depletion of abiotic resources weighted on the base of 'virtual' impacts of lower grade deposits used in future, Institut für Wirtschaft und Ökologie
- Nixon, S. C., T. J. Lack, D. T. E. Hunt, C. Lallana and A. F. Boschet (2000) : *Une utilisation durable de l'eau européenne? État, perspectives et résultats*, Environmental European Agency, Copenhagen, Denmark
- OECD (2004) : *OECD Key Environmental Indicators*, OECD Environmental Directorate, Paris, France
- Owens, J. W. (2001) : Water Resources in Life-Cycle Impact Assessment : Considerations in Choosing Category Indicators. *J. Ind. Ecol.* 5(2) : 37-54
- Pfister, S., A. Koehler and S. Hellweg (2008). Assessing the environmental impact of freshwater consumption in LCA. Submitted to *Environ. Sci. Technol.*

- Raluy, R. G., L. Serra, J. Uche and A. Valero (2005) : Life Cycle Assessment of Water Production Technologies - Part 2 : Reverse Osmosis Desalination versus the Ebro River Water Transfer. *Int. J. LCA* 10(5) : 346-354
- Rijsbeman, F. R. (2006) : Water scarcity : Fact or fiction? *Agric. Wat. Manage.* 80 : 5-22
- Sanjuan, N., L. Ubeda, G. G. Clemente, A. A. Mulet and F. F. Girona (2005) : LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana (Spain). *Int. J. of Agric. Resour. Gov Eco.* 4(2) : 163 - 177
- Stewart, M. and B. P. Weidema (2005) : A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality. *Int. J. LCA* 10(4) : 240-247
- Sullivan, C. (2002) : Calculating a Water Poverty Index. *World Development* 30(7) : 1195-1211
- Udo de Haes, H., G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E. Hertwich, P. Hofstetter, O. Joliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Müller-wenk, S. I. Olsen, D. W. Pennington, J. Potting and B. Steen (2002). Life-cycle impact assesment : striving towards best practice. SETAC, Pensacola
- UNCSD (1997) : Inventaire exhaustif des ressources mondiales en eau douce, Economic and Social Council
- UNESCO (2006) : The 2nd UN World Water Development Report : 'Water, a shared responsibility',
- USGS (2003) : Ground-Water Depletion Across the Nation, US Geological Survey, Reston, USA
- Van Zelm, R., M. Rombouts, J. Snepvangers and M. A. J. Huijbregts (2008). Desiccation due to groundwater extraction in The Netherlands in LCIA. SETAC Europe. Warsaw, Poland
- Vince, F. (2007). Environmental evaluation of potable water supply : Energy consumption of treatment processes, Technical report, Veolia Environment R&D
- Vince, F., E. Aoustin, P. Breant and F. Marechal (2008) : LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination* 220(1-3) : 37-56
- WBCSD (2007). Global Water Tool, WBCSD

Weidema, B., G. Finnveden and M. Stewart (2005) : Impacts from Resource Use A common position paper. Int. J. LCA 10(6) : 382

World Resource Institute (2004). Earthtrend

WWF (2007) : Making Water. Desalination : option or distraction for a thirsty world?, Wild World Foundation

### 3.3 Précisions lexicales

Une traduction d'un certain nombre de termes introduits dans l'article est nécessaire pour la compréhension de la suite du mémoire.

Freshwater degradative use	Usage dégradatif de la ressource eau
Freshwater consumptive use	Usage consommant de la ressource eau
Freshwater Deprivation for Human Uses	Privation de la ressource eau pour les usages humains
Freshwater Deprivation for Ecosystems	Privation de la ressource eau pour les écosystèmes
Freshwater depletion	Épuisement de la ressource eau
Freshwater functionality	Fonctionnalité de la ressource eau
Water Type	Type d'eau
Deficiency scenario	Scénario de manque
Compensation scenario	Scénario de compensation
Functionality allocation	Attribution de la fonctionnalité

## **Chapitre 4      Modélisation**

Dans un premier temps, une méthode concrète pour le calcul des flux élémentaires est proposée. Puis, le modèle pour le choix entre le scénario de manque et le scénario de compensation est décrit. Ensuite, une procédure pour le calcul du nouvel indicateur orienté problème nommé « privation de la ressource eau pour les usages humains » est proposée. Le procédé de compensation relatif à la baisse de la disponibilité de l'eau pour l'usage domestique est modélisé. Ces procédures de modélisation ont été groupées dans un outil de calcul également décrit dans cette section. Enfin, les résultats chiffrés sont présentés et analysés.

### **4.1 Amélioration de la méthode d'inventaire**

Dans cette partie, les recommandations de la section 3.2.3.2 sont mises en œuvre. L'objectif général est d'élaborer une méthode permettant de quantifier la baisse de la disponibilité de la ressource générée par une activité humaine. La méthode proposée doit ainsi être capable de distinguer l'usage consommant de l'usage dégradatif. Dans ce dernier cas, l'intensité de la dégradation doit pouvoir être caractérisée.

#### **4.1.1 Identification des flux élémentaires**

Dans cette section, une distinction entre différents types d'eau est proposée. Chaque type d'eau correspond à un flux élémentaire qui devra avoir ses propres facteurs de caractérisation. Les deux paramètres identifiés pour la distinction entre les différents types d'eau sont : le type de ressource et la qualité.

Idéalement, il faudrait recueillir des données primaires sur l'eau utilisée. Cela permettrait de définir un type d'eau correspondant exactement à la ressource à l'étude. Dans la majorité des cas, cette collecte de données n'est pas possible. Des types d'eau génériques doivent donc être proposés. Ceux-ci peuvent être appliqués aux bases de données d'inventaire.



#### 4.1.1.1 Paramètre type de ressource

Le premier paramètre de distinction entre les types d'eau est le type de ressource. Cela est utile pour pouvoir identifier la fonctionnalité de la ressource (ensemble des usages humains potentiels d'une ressource). La base de donnée Ecoinvent propose un certain nombre de type de ressource (Frischknecht et Jungbluth, 2004). Par ailleurs, le groupe de travail de la Life Cycle Initiative a également mis en avant plusieurs types de ressource (Bauer *et al.*, 2007). Enfin, Vince, dans le cadre des recherches du groupe de travail a également fait une proposition sur ce point (Vince, 2007). Ces propositions sont synthétisées au tableau 4.1.

**Tableau 4.1 Les différentes recommandations pour les choix de type de ressource**

Type de ressource	Ecoinvent (Frischknecht et Jungbluth, 2004)	Life Cycle Initiative (Bauer <i>et al.</i> , 2007)	Veolia environnement (Vince, 2007)
Aquifère	X		X
Aquifère fossile		X	
Aquifère renouvelable		X	
Eau de surface			X
Rivière	X	X	
Lac	X	X	
Ruisseau		X	
Étang		X	
Eau usée			X
Eau saumâtre			X
Eau de mer			X

Une distinction plus ou moins précise entre les types de ressource peut être effectuée. Ici, l'objectif est de donner des recommandations pour définir des types d'eau pouvant être utilisés de manière générique. Il convient donc de proposer une méthode qui soit aussi simple que possible, aussi complexe que nécessaire. Le cahier des charges est résumé au tableau 4.2 :

Tableau 4.2 Cahier des charges pour le choix des différents types de ressources.

Objectif	Contraintes
Distinction des différences de fonctionnalité	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Distinction possible par les praticiens durant la collecte de données</li> <li>• Possibilité de généralisation à tous les processus identiques d'une région</li> <li>• Données hydrologiques régionales disponibles</li> <li>• Données sur le taux d'usage régional de la ressource disponibles</li> <li>• Données disponibles pour un grand nombre de régions (idéalement : monde entier)</li> </ul>

À partir de l'analyse des données disponibles faite dans les sections 2.1.1.2 et 2.1.2.3, et des objectifs du cahier des charges, trois types de ressource ont été retenus : eau souterraine, eau de surface et eau de mer.

#### *Eau souterraine*

Des données sur la disponibilité de la ressource et sur le taux d'usage sont disponibles à l'échelle du pays (FAO, 2007) et des recherches sont faites pour obtenir ces données à l'échelle du bassin versant (Alcamo *et al.*, 2003a). Choisir ce type de ressource suppose en revanche les hypothèses suivantes :

- Tous les types d'eau souterraine ont la même fonctionnalité.
- Tous les types d'eau souterraine jouent un rôle identique pour les écosystèmes.

Un aquifère fossile et un aquifère renouvelable n'ont pourtant pas les mêmes caractéristiques, principalement en ce qui concerne le taux de renouvellement. Cette distinction n'a pas été gardée pour les raisons suivantes :

- Distinction difficile dans le contexte de bases de données génériques.
- Manque de données régionales sur la disponibilité et le taux d'usage de la ressource.

### *Eau de surface*

Des données sur la disponibilité de la ressource et sur le taux d'usage sont disponibles à l'échelle du pays (FAO, 2007) et des recherches sont faites pour obtenir ces données à l'échelle du bassin versant (Alcamo *et al.*, 2003a). Choisir ce type de ressource suppose les hypothèses suivantes :

- Tous les types d'eau de surface ont la même fonctionnalité.
- Tous les types d'eau de surface jouent un rôle identique pour les écosystèmes.

Même si une rivière, un lac ou un étang ne jouent pas le même rôle, ces distinctions n'ont pas été retenues pour les raisons suivantes :

- Distinction difficile dans le contexte de bases de données génériques.
- Manque de données régionales sur la disponibilité et le taux d'usage de la ressource.

### *Eau de mer*

Le dessalement de l'eau de mer est un processus en expansion (Vince, 2005). Mesurer l'éventuel gain environnemental de ce type de ressource alternative est intéressant : dessaler de l'eau de mer revient à augmenter la disponibilité de l'eau douce. C'est d'ailleurs le point de départ pour la proposition du sujet de maîtrise par Veolia Environnement (Vince *et al.*, 2008a). Il est assumé que l'eau de mer présente une disponibilité infinie.

Bien que la réutilisation des eaux usées et le dessalement des eaux saumâtres soit en expansion (Vince, 2005), ces types de ressource n'ont pas été retenues pour les raisons suivantes :

- Distinction difficile dans le contexte de bases de données génériques.
- Manque de données sur la disponibilité et le taux d'usage de la ressource.

Ajouter des types de ressource permet d'affiner les résultats des études.

#### *4.1.1.2 Paramètre qualité*

L'objectif est de pouvoir comparer les différents types de ressources entre elles. Pour cela, il faut établir des facteurs d'équivalence.

La section 2.1.3.2 a montré qu'il existe de nombreux paramètres affectant la qualité de la ressource. Ceux-ci peuvent difficilement être agrégés. Tel qu'introduit à la section 3.2.3.2, un indicateur de type « distance à la valeur cible » (distance-to-target) est proposé. La qualité de référence ou la valeur cible choisie est la qualité « eau potable ». Celle-ci peut varier, mais elle est en général encadrée par des directives ou des lois. Par exemple, en Europe, la directive européenne 98/83/EC fixe des seuils de concentration pour différents polluants (matière organique, nitrate, phosphate, métaux lourds, pesticides, hydrocarbures, microorganismes pathogènes) (European Parliament, 1998). Ces seuils peuvent être pris en référence pour définir la qualité de l'eau potable. Ce choix de qualité de référence a été privilégié car il permet d'avoir une référence identifiable et compréhensible.

Pour comparer un type de ressource à l'eau potable, deux approches ont été envisagées :

- Approche économique : estimation du coût économique du procédé nécessaire à la potabilisation de la ressource étudiée.
- Approche environnementale : estimation du coût environnemental du procédé nécessaire à la potabilisation de la ressource étudiée.

Il s'avère que ces deux approches sont intimement liées. Les coûts économiques et environnementaux sont en corrélation avec la quantité d'énergie nécessaire pour la purification. C'est donc le coût énergétique de la potabilisation qui est l'indicateur unique de qualité. Cet indicateur avait déjà été proposé (Friedrich, 2002; Vince *et al.*, 2008b).

L'idéal est de connaître la valeur exacte des paramètres de qualité de la ressource étudiée afin de pouvoir lui associer un procédé de potabilisation. Cependant, ce travail n'est pas réalisable par les praticiens. Des valeurs de qualité génériques sont proposées.

La quantité d'énergie nécessaire pour la potabilisation est fonction du procédé. Les valeurs proviennent d'estimations faites sur des procédés de Veolia Environnement (Vince, 2008). Elles comprennent la demande énergétique directe du procédé (consommée à l'usine), mais également l'énergie consommée indirectement (ex : fabrication de produits chimiques). La quantité d'énergie nécessaire au pompage n'a pas été incluse car celle-ci varie avec le type de ressource (souterraine ou de surface) et les conditions topographiques. Aucune valeur générique n'a pu être établie.

#### *Eau potable*

Le premier type de qualité correspond à une eau respectant naturellement les critères de potabilité. L'énergie nécessaire pour la rendre potable est de 0 Wh/m<sup>3</sup> (Vince, 2008).

#### *Eau de bonne qualité*

L'eau de bonne qualité correspond à une eau nécessitant un traitement de potabilisation dit conventionnel (clarification, filtration sur charbon actif, désinfection). Un tel processus a une demande énergétique de 45 Wh/m<sup>3</sup> (Vince, 2008).

#### *Eau de mauvaise qualité*

L'eau de mauvaise qualité correspond à une eau nécessitant un traitement de potabilisation conventionnel associé à un traitement membranaire de type nano-filtration. Un tel processus a une demande énergétique de 500Wh/m<sup>3</sup> (Vince, 2008).

#### *Eau salée*

La dernière catégorie correspond à de l'eau nécessitant un procédé de traitement conventionnel, associé à un traitement d'ultrafiltration et de filtration par osmose

inverse. Un tel procédé est utilisé pour le dessalement de l'eau de mer. Même si la quantité d'énergie nécessaire dépend de la concentration en sels dissous, la demande énergétique moyenne peut être estimée à  $3300 \text{ Wh/m}^3$  (Vince, 2008).

#### 4.1.1.3 Identification des types d'eau

En combinant les paramètres type de ressource et qualité, huit types d'eau sont définis (tableau 4.3). L'ensemble proposé est détaillé. Il permet d'obtenir des résultats précis.

**Tableau 4.3 Identification des types d'eau**

Type d'eau	Type de ressource	Qualité
Type 1	Aquifère	Eau potable
Type 2	Aquifère	Bonne qualité
Type 3	Aquifère	Mauvaise qualité
Type 4	Eau de surface	Eau potable
Type 5	Eau de surface	Bonne qualité
Type 6	Eau de surface	Mauvaise qualité
Type 7	Eau usée	Mauvaise qualité
Type 8	Eau de mer	Eau salée

Cependant, étant donné le manque de données sur la qualité moyenne des eaux selon les régions mais également sur la disponibilité et le taux d'usage des ressources, les facteurs de caractérisation seront modélisés pour trois flux élémentaires correspondants aux types d'eau 2, 6 et 8. Cela suppose les hypothèses suivantes :

- Toutes les eaux souterraines sont supposées de bonne qualité.
- Toutes les eaux de surfaces sont supposées de mauvaise qualité.

Ces hypothèses sont discutables, mais sont acceptées en l'absence de données plus précises sur la qualité des ressources selon les différentes régions.

## 4.1.2 Quantification des flux élémentaire

### 4.1.2.1 Données à collecter

Afin de distinguer l'usage dégradatif de l'usage consommant, une quantification de l'eau sortant du processus est absolument nécessaire. Si des données primaires sont accessibles, cette étape n'est pas réellement problématique. Il s'agit par la suite d'étendre cette pratique aux bases de données génériques.

### 4.1.2.2 Calcul des flux élémentaires

Les valeurs des flux élémentaires correspondent à ceux de la colonne « consommation » du tableau 4.4. C'est le résultat du bilan de masse effectué pour chacun des types d'eau. Cette valeur exprime la modification de la disponibilité pour chacun des types d'eau. Une valeur positive correspond à une baisse de la disponibilité du type d'eau, alors qu'une valeur négative correspond à un gain de disponibilité. La somme des consommations correspond à l'usage consommant. Cette valeur est également un flux élémentaire. Pour information, la somme des rejets correspond à l'usage dégradatif.

**Tableau 4.4 Collecte des données d'inventaire et quantification des flux élémentaire**

Type d'eau	Prélèvement (m <sup>3</sup> )	Rejet (m <sup>3</sup> )	Consommation (m <sup>3</sup> )
Type 1	$P_1$	$R_1$	$C_1 = P_1 - R_1$
Type 2	$P_2$	$R_2$	$C_2 = P_2 - R_2$
Type 3	$P_3$	$R_3$	$C_3 = P_3 - R_3$
Type 4	$P_4$	$R_4$	$C_4 = P_4 - R_4$
Type 5	$P_5$	$R_5$	$C_5 = P_5 - R_5$
Type 6	$P_6$	$R_6$	$C_6 = P_6 - R_6$
Type 7	$P_7$	$R_7$	$C_7 = P_7 - R_7$
Type 8	$P_8$	$R_8$	$C_8 = P_8 - R_8$
Total	$\sum_i P_i$	$\sum_i R_i$	$C_i = \sum_i P_i - R_i$

L'exemple suivant permet d'illustrer cette méthode. Lassaux et ses collaborateurs (Lassaux *et al.*, 2007) ont réalisé une étude ACV portant sur le petit cycle de l'eau

depuis une station de pompage pour la production d'eau potable jusqu'à la sortie d'une station d'épuration. L'unité fonctionnelle est "fournir 1 m<sup>3</sup> d'eau au robinet". Le système de produit comprend le prélèvement de l'eau, sa potabilisation, son acheminement vers les utilisateurs, la collecte des eaux usées, le traitement dans la station d'épuration (STEP) et le rejet. L'ensemble des flux d'eau est représenté dans un schéma (figure 4.1).

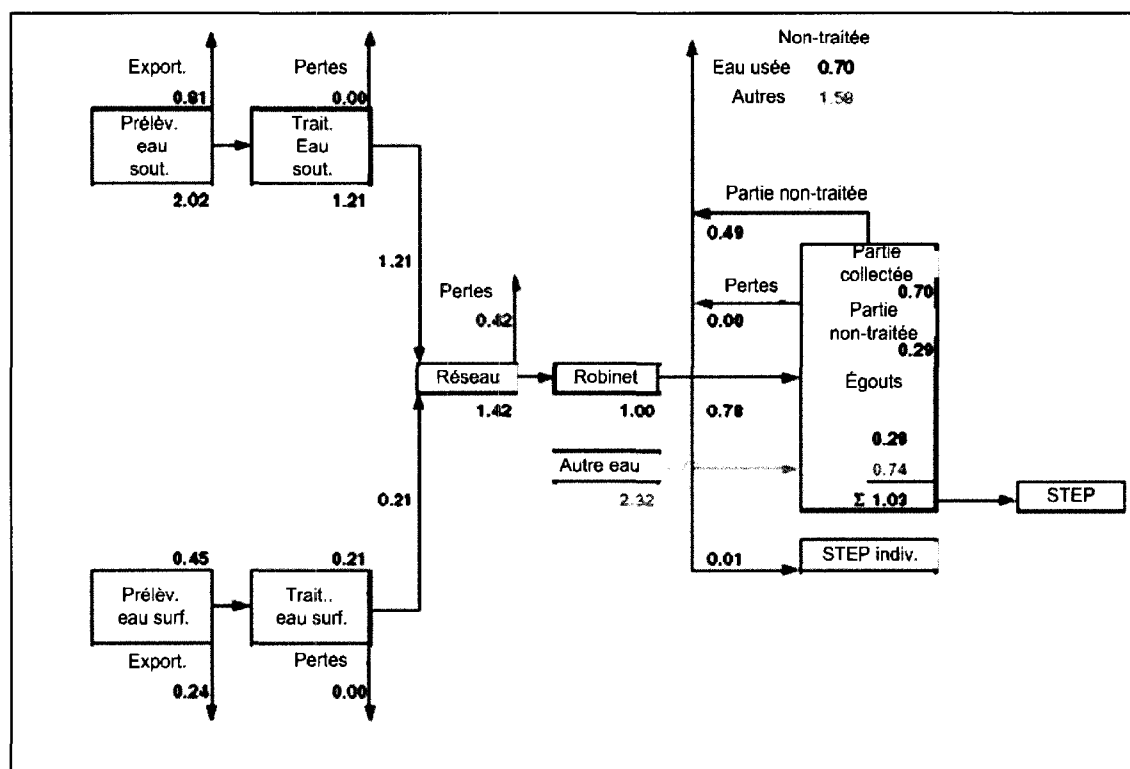


Figure 4.1 Flux d'eau impliqués dans le petit cycle de l'eau (tiré de Lassaux *et al.*, 2007)

La procédure de calcul des flux élémentaires est appliquée et est synthétisée au tableau 4.5. Par ailleurs, les hypothèses suivantes ont été faites :

- L'eau de surface est considérée de mauvaise qualité.
- L'eau souterraine est considérée de bonne qualité.
- L'effluent de la STEP est considéré comme une eau de surface de mauvaise qualité (pas de différence entre l'eau de surface et l'effluent de la STEP).



Les valeurs des flux élémentaires se trouvent dans la dernière colonne du tableau 4.5. Une valeur positive correspond à une baisse de la disponibilité alors qu'une valeur négative correspond à un gain de disponibilité.

**Tableau 4.5 Application de la méthode d'inventaire à l'étude de cas de l'ACV du petit cycle de l'eau réalisée par Lassaux et al., 2007**

Type d'eau	Prélèvement (m <sup>3</sup> )	Rejet (m <sup>3</sup> )	Consommation (m <sup>3</sup> )
Type 1	0	0	0
Type 2	2,02	0	2,02
Type 3	0	0	0
Type 4	0	0,42	-0,42
Type 5	0	0	0
Type 6	0,45	1,03	-0,58
Type 7	0	0,7	-0,7
Type 8	0	0	0
Total	2,47	2,15	0,32

La distinction de types d'eau selon des critères de type de ressource et de qualité permet de définir un certain nombre de flux élémentaires. Effectuer le bilan de masse pour chacun de ces types d'eau permet de quantifier ces flux élémentaires. Conformément aux objectifs, la baisse de disponibilité est quantifiée. La distinction entre l'usage consommant et l'usage dégradatif est faite. L'intensité de ce dernier peut également être analysée.

## **4.2 Impacts de la baisse de la disponibilité de la ressource pour les usages humains**

Dans cette partie, certains chemins d'impacts situés dans la partie supérieure de la figure 3.2 sont modélisés quantitativement. Après avoir décrit comment l'eau indisponible affecte les différents utilisateurs, le modèle choisi pour le choix entre les scénarios de manque et de compensation est expliqué. Puis la procédure établie pour le calcul des facteurs de caractérisation du nouvel indicateur d'impact « privation de la ressource eau

pour les usages humains » est détaillée (aboutissement du scénario de manque). Enfin, une partie des chemins d'impact liés au scénario de compensation sont modélisés (manque d'eau pour l'usage domestique).

#### 4.2.1 Modification de la disponibilité pour les différents utilisateurs

La figure 4.2 détaille cette partie de la chaîne cause-effet. La modification de la disponibilité d'un type d'eau donné n'affectera pas toutes les activités humaines de la même manière. Par exemple, la diminution de la disponibilité en eau souterraine n'affectera pas l'activité de transport. Si dans une région, toute l'eau potable est produite avec de l'eau souterraine, la modification de la disponibilité de l'eau de surface affectera peu l'usage domestique. L'objectif de cette section est de décrire la procédure utilisée pour quantifier la Modification de la Disponibilité ( $MD_{i,j}$ ) de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$ .

Il est possible qu'une connaissance approfondie du contexte local permette d'identifier quelles sont les activités réellement affectées par la modification de disponibilité de la ressource et quelle est la quantité d'eau manquante suite à un nouveau prélèvement. Dans ce cas, l'utilisation des valeurs disponibles doit être privilégiée. Lorsque cela n'est pas possible, la procédure décrite ci-dessous peut être appliquée.

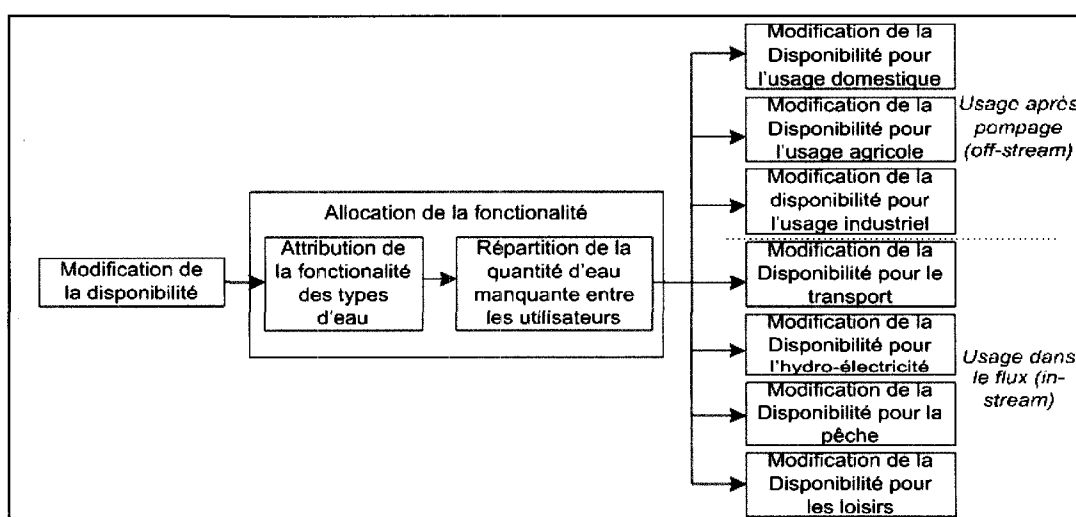


Figure 4.2 Détail de l'allocation de la fonctionnalité

#### 4.2.1.1 Attribution de la fonctionnalité des types d'eau

Tous les types d'eau ne peuvent être utilisés pour toutes les activités humaines. Par exemple, l'eau souterraine ne peut être utilisée pour la pêche, etc. À chaque type d'eau doit être attribué sa fonctionnalité potentielle (ensemble d'activités pouvant être réalisées avec ce type d'eau). Pour cela, les hypothèses suivantes sont faites :

- La qualité de l'eau n'influe pas sur les usages après pompage (off-stream) potentiels. À partir du moment où l'eau est prélevée, elle peut être traitée afin d'en modifier la qualité. Ceci est valable pour tous les types d'eau. A titre d'exemple, aujourd'hui le dessalement de l'eau de mer est en expansion (WWF, 2007). L'eau de mer est utilisée, entre autres, à des fins domestiques.
- La possibilité d'effectuer les activités dans le flux (in-stream) pêche et loisirs dépend du paramètre qualité.
- Il ne peut pas y avoir d'usage dans le flux (in-stream) de l'eau souterraine.

À partir de ces hypothèses, la fonctionnalité de chaque type d'eau peut être identifiée (tableau 4.6).

**Tableau 4.6 Fonctionnalité des différents types d'eau\***

Activité Type d'eau	Domes.	Agric.	Indus.	Transp.	Hydroélec.	Pêche	Loisirs
Type 1	X	X	X				
Type 2	X	X	X				
Type 3	X	X	X				
Type 4	X	X	X	X	X	X	X
Type 5	X	X	X	X	X	X	X
Type 6	X	X	X	X	X		
Type 7	X	X	X	X	X		
Type 8	X	X	X	X	X	X	X

\* Les X signifient que le type d'eau peut potentiellement être utilisé par l'activité concernée. La fonctionnalité d'un type d'eau correspond à l'ensemble des activités pouvant être réalisées avec celui-ci.

Afin d'affiner le modèle, les fonctionnalités des types d'eau peuvent être adaptées au contexte géographique local. Par exemple, il n'existe pas d'usine de dessalement au Canada. Dans ce contexte, les activités domestiques, agricoles et industrielles ne font pas partie de la fonctionnalité de l'eau type 8 (eau de mer). Les fonctionnalités des types d'eau doivent être régulièrement remises à jour en fonction des choix politiques et des avancées technologiques.

Dans le cadre de ce projet, une modélisation quantitative est proposée pour trois types d'eau (2, 6 et 8). Le tableau 4.7 donne les fonctionnalités attribuées à ces types d'eau.

**Tableau 4.7 Fonctionnalités des types d'eau appliqués au modèle**

	Domes.	Agric.	Indus.	Transp.	Hydroélec.	Pêche	Loisirs
Type 2	X	X	X				
Type 6	X	X	X	X	X	X	X
Type 8	X	X	X	X	X	X	X

La fonctionnalité de l'eau type 6 (eau de surface - mauvaise qualité) a été modifiée : les activités de pêche et de loisirs ont été ajoutées. Ce type d'eau représente l'eau de surface de manière générale : c'est le seul type dans lequel ces activités peuvent éventuellement être effectuées. Il a donc été décidé de les inclure dans la fonctionnalité de ce type d'eau. Pour la suite de la modélisation, les fonctionnalités à prendre en compte sont celles proposées au tableau 4.7.

La modification de la disponibilité d'un type d'eau affectera uniquement les activités pouvant potentiellement l'utiliser (c'est-à-dire les activités incluses dans la fonctionnalité de ce type d'eau). Par exemple et d'après le tableau 4.7, la modification de la disponibilité de l'eau type 2 (eau souterraine - bonne qualité) n'affectera pas les activités de transport, d'industrie, de pêche ou de loisirs. La variable binaire Attribution de la Fonctionnalité (AF, sans dimension), est introduite. Elle est fonction de deux paramètres : le type d'eau (i) et l'activité (j).

$AF_{i,j} = 1$  lorsque l'activité j est incluse dans la fonctionnalité de l'eau type i

$AF_{i,j} = 0$  lorsque l'activité  $j$  n'est pas incluse dans la fonctionnalité de l'eau type  $i$

A partir du tableau 4.7, on peut dire que  $AF_{2, \text{domestique}}=1$  alors que  $AF_{2, \text{transport}}=0$ , etc.

#### 4.2.1.2 Répartition de la quantité d'eau manquante entre les utilisateurs

La modification de la disponibilité n'affecte pas tous les utilisateurs de la même manière. Cela dépend du type d'utilisation, dans le flux (in-stream) ou après pompage (off-stream), de l'activité. Aussi, on fait les hypothèses suivantes :

- Une baisse de disponibilité de  $1 \text{ m}^3$  privera chacune des activités dans le flux (in-stream) de  $1 \text{ m}^3$  (inversement pour un gain de disponibilité). Cela suppose que  $1 \text{ m}^3$  d'eau peut être utilisé successivement par chacune des activités dans le flux (in-stream). Autrement dit, il est possible de naviguer, de produire de l'hydro-électricité, de pêcher et de pratiquer des activités de loisirs en utilisant le même  $\text{m}^3$  d'eau. Finalement, la modification de disponibilité affectera chacun des utilisateurs dans le flux (in-stream) potentiels de la même manière.
- La somme de l'eau manquante pour toutes les activités après pompage (off-stream) correspond à la baisse de disponibilité (inversement pour un gain de disponibilité). Cela signifie qu'une baisse de disponibilité de un  $\text{m}^3$  se répartit entre les utilisateurs après pompage (off-stream). Cette hypothèse suppose que  $1 \text{ m}^3$  d'eau utilisé après pompage (off-stream) ne peut être utilisé qu'une seule fois. Ceci peut être contestable : l'eau utilisée après pompage (off-stream) peut être remise dans le milieu, puis pompée une seconde fois. Seulement, le manque de données relatives au taux de réutilisation des eaux empêche d'inclure ce principe dans la modélisation.

On suppose que, plus une activité contribue aux prélèvements d'eau dans la région considérée, plus la modification de l'eau disponible pour cette activité est affectée. Le manque est réparti entre les différentes activités proportionnellement à l'importance de leurs prélèvements par rapport à la totalité des prélèvements. Par exemple, en France en 1994, les prélèvements

agricoles représentaient 16,8 % des prélèvements totaux d'eau souterraine (World Resource Institute, 2003). Une baisse de disponibilité de 1 m<sup>3</sup> d'eau souterraine créera donc un manque de 0,168 m<sup>3</sup> pour l'usage agricole.

Un facteur de Répartition de l'eau Manquante est défini (RM, sans dimension) fonction du type d'eau (i) de l'activité (j). Ainsi,

$RM_{i,j} = 1$  pour j : activité dans le flux (in-stream), quelque soit le type d'eau i.

$RM_{i,j} = \% \text{ des prélèv. d'eau type i pour l'activ. j}$  pour j activité après pompage (off-stream) quelque soit le type d'eau i.

Dans ce projet, on fait l'hypothèse que l'usage d'eau pour les loisirs se fait dans le flux (in-stream). En réalité, cette activité utilise l'eau également après pompage (off-stream) (ex : arrosage d'un golf, piscine). En l'absence de données sur ces prélèvements, on considère uniquement les usages dans le flux (in-stream) des activités de loisirs (baignade, voile, etc.).

#### 4.2.1.3 Calcul de la modification de la disponibilité pour les différents utilisateurs

La valeur de la Modification de la Disponibilité d'eau pour les différents utilisateurs :  $MD_{i,j}$  est obtenue grâce à l'équation 4.1.

$$MD_{i,j} = C_i \times AF_{i,j} \times RM_{i,j} \quad \text{Équation 4.1}$$

Avec  $MD_{i,j}$  : modification de la disponibilité de l'eau type i pour l'activité j (en m<sup>3</sup>).

$C_i$  : consommation de l'eau type i : valeur d'inventaire (en m<sup>3</sup>).

$AF_{i,j}$  : Attribution de la Fonctionnalité de l'eau type i pour l'activité j (sans dimension).

$RM_{i,j}$  : Répartition de l'eau Manquante de l'eau type i pour l'activité j (sans dimension).

Les données d'inventaire ( $C_i$ ) sont des valeurs algébriques et expriment des unités physiques de consommation d'eau, qui sont ensuite pondérées par la fonctionnalité potentielle (AF) dans un contexte donné (RM). Une valeur de  $MD_{i,j}$  positive correspond à une baisse de disponibilité de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$  alors qu'une valeur de  $MD_{i,j}$  négative correspond à un gain de disponibilité de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$ .

#### 4.2.2 Choix entre manque et compensation

L'étape suivante dans la chaîne cause-effet consiste à définir, en fonction de paramètres socio-économiques détaillés à la figure 4.3, si la baisse de la disponibilité de la ressource génère un manque ou si elle entraîne la compensation.

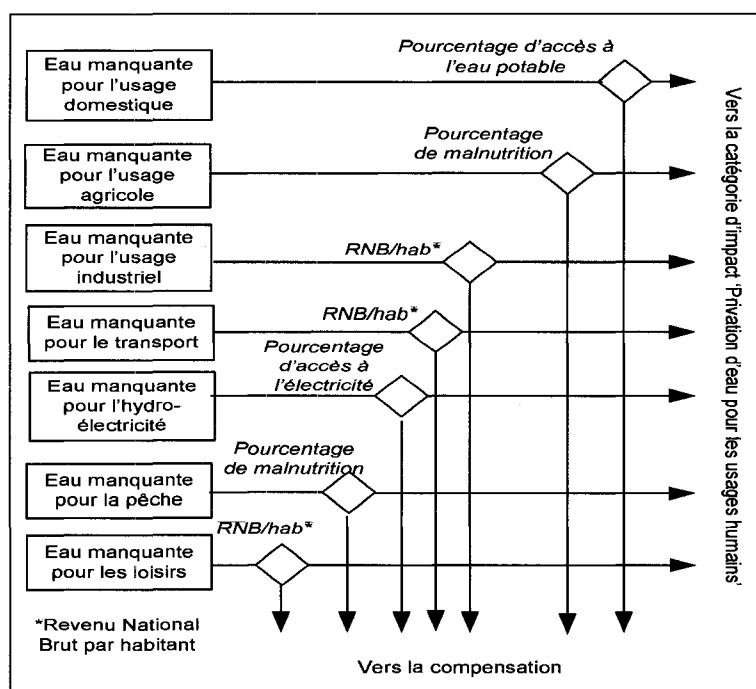


Figure 4.3 Choix entre les scénarios de manque et de compensation

Deux scénarios sont envisagés :

##### *Approche par seuil*

Pour chaque paramètre socio-économique, une valeur seuil est déterminée (tableau 4.8). Si, dans la région considérée, la valeur du paramètre en question est en dessous de ce

seuil, c'est le scénario de manque qui s'applique. Dans le cas contraire, c'est le scénario de compensation.

**Tableau 4.8 Valeurs seuils des paramètres socio-économiques pour le choix entre manque et compensation**

Paramètre socio économique	Valeur seuil
Pourcentage d'accès à l'eau potable	100%
Pourcentage de malnutrition	2,5%*
Pourcentage d'accès à l'électricité	100%
RNB/hab	11456 \$/hab/an**

\*Valeur minimale définie par la FAO (FAO, 2006a) ,\*\*Seuil caractérisant un pays à fort revenu (World Bank, 2008)

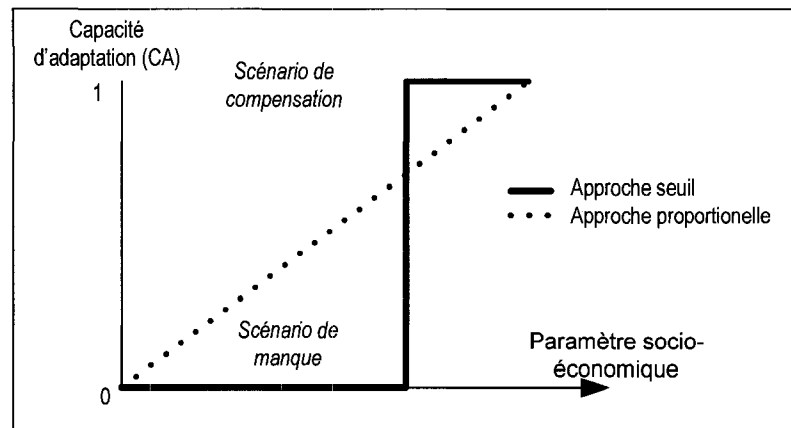
Cette approche suppose qu'une région doit avoir atteint un état de développement pour pouvoir faire face au manque d'eau. Si ce niveau de développement n'est pas atteint, toute diminution de la disponibilité de la ressource entraîne la privation pour les différents utilisateurs (scénario de manque). Prenons l'exemple de l'usage domestique. Si une partie de la population n'a pas accès à une eau domestique de qualité potable, elle utilise une eau de moins bonne qualité. La baisse de disponibilité de la ressource diminue la quantité d'eau potable disponible. Le pourcentage de la population n'ayant pas accès à l'eau potable augmente alors.

#### *Approche proportionnelle*

La capacité d'adaptation est proportionnelle au développement de la région. Un manque d'eau additionnel génère à la fois un manque et une compensation. Cette approche suppose que la population ayant atteint l'accès aux différentes activités ne peut perdre cet accès. Par exemple, si on considère une région où 50% de la population a accès à l'eau potable, l'augmentation du manque d'eau indisponible pour la production d'eau potable impliquera le manque pour 50% de la population alors que la compensation sera mise en place pour satisfaire les besoins de l'autre partie de la population.



La variable capacité d'adaptation pour l'activité  $j$  ( $CA_j$ ) est proposée. La figure 4.4 illustre la manière de la déterminer selon les deux approches explicitées plus haut.



**Figure 4.4 Détermination de la capacité d'adaptation**

En réalité, il arrive que des personnes perdent l'accès à certains services. Le niveau de vie n'est pas une fonction croissante pour l'ensemble de la population humaine. Aussi, l'approche par seuil est plus adaptée : elle sera utilisée dans la modélisation. Il faut noter que cette approche présente l'inconvénient d'être très sensible à la valeur du seuil. La situation est problématique pour les régions dont la valeur d'un paramètre socio-économique est proche de la valeur seuil. Dans ce cas, une étude plus précise est nécessaire.

La variable Capacité d'Adaptation pour l'activité  $j$  est donc une variable binaire :

$CA_j = 1$  si le paramètre socio-économique relatif à l'activité  $j$  est supérieur au seuil fixé.

$CA_j = 0$  si le paramètre socio-économique relatif à l'activité  $j$  est inférieur au seuil fixé.

Finalement, pour chaque activité, la part de la modification de la disponibilité qui affecte le scénario de compensation et celle qui affecte le scénario de manque peuvent être calculées. La variable Eau Manquante pouvant être Compensée ( $EMC_{i,j}$ ), exprimée en  $m^3$ , représente la quantité d'eau type  $i$  manquante pour l'activité  $j$  qui appelle le

processus de compensation alors que la variable Eau Manquante Non-Compensée ( $EMNC_{i,j}$ ), exprimée en  $m^3$ , représente la quantité d'eau type  $i$  manquante pour l'activité  $j$  qui engendre le scénario de manque et affecte donc l'indicateur d'impact problème « privation de la ressource eau pour les usages humains ». Ces valeurs sont obtenues grâce aux équations 4.2 et 4.3.

$$EMC_{i,j} = MD_{i,j} \times CA_j \quad \text{Équation 4.2}$$

$$EMNC_{i,j} = MD_{i,j} \times (1 - CA_j) \quad \text{Équation 4.3}$$

Avec  $EMC_{i,j}$  : eau type  $i$  manquante pour l'activité  $j$  affectant le scénario de compensation (en  $m^3$ ).

$EMNC_{i,j}$  : eau type  $i$  manquante pour l'activité  $j$  affectant le scénario de manque (NC pour Non Compensée) (en  $m^3$ ).

$MD_{i,j}$  : modification de la disponibilité de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$  (en  $m^3$ ).

$CA_j$  : capacité d'adaptation pour l'activité  $j$  (sans dimension).

$MD_{i,j}$  est une valeur algébrique,  $EMC$  et  $EMNC$  peuvent donc être des valeurs négatives. Elles symbolisent alors un gain de disponibilité, permettant un évitement des effets du manque ou de la compensation.

#### **4.2.3 Modélisation de la « privation de la ressource eau pour les usages humains »**

L'étape suivante consiste à calculer l'indicateur d'impact « privation de la ressource eau pour les usages humains » (Water Deprivation for Human Uses, WDHU). Cette section présente la procédure de calcul de cet indicateur. Cela permet d'établir des facteurs de caractérisation pour les différents types d'eau.

##### **4.2.3.1 Principe**

La valeur finale de l'indicateur d'impact est obtenue grâce à l'équation 4.4 :

$$\text{WDHU} = \sum_i (\text{FC}_i \times \text{C}_i) \quad \text{Équation 4.4}$$

Avec WDHU : privation d'eau pour les usages humains (en m<sup>3</sup> - eau potable équivalente - indisponible pour les usages humains).

FC<sub>i</sub> : facteur de caractérisation pour l'eau type i pour la catégorie d'impact problème « privation de la ressource eau pour les usages humains » (en m<sup>3</sup> - eau potable équivalente - indisponible pour les usages humains/m<sup>3</sup> eau type i consommé).

C<sub>i</sub> : consommation de l'eau type i : valeur d'inventaire (en m<sup>3</sup>).

Il s'agit de déterminer le facteur de caractérisation FC<sub>i</sub>. Celui-ci est fonction de trois paramètres (équation 4.5) :

$$\text{FC}_i = U_i \times \alpha_i \times Q_i \quad \text{Équation 4.5}$$

Avec FC<sub>i</sub> : facteur de caractérisation pour l'eau type i pour la catégorie d'impact problème « privation de la ressource eau pour les usages humains » (en m<sup>3</sup> - eau potable équivalente - indisponible pour les usages humains/m<sup>3</sup> eau type i consommé).

U<sub>i</sub> : facteur d'usage de l'eau type i (sans dimension).

α<sub>i</sub> : indice de rareté de l'eau type i (sans dimension).

Q<sub>i</sub> : indice de qualité de l'eau type i (en m<sup>3</sup> - eau pot. équiv./m<sup>3</sup> eau type i).

Les sections suivantes détaillent chacun de ces trois facteurs.

#### 4.2.3.2 Facteur d'usage

Le facteur d'usage a pour objectif de déterminer si la consommation d'eau affecte ou non les différents utilisateurs. Déterminer quels utilisateurs sont affectés par la modification de la disponibilité et dans quelle mesure était l'objectif des sections 4.2.1 et 4.2.2. Ainsi, en combinant les équations 4.1 et 4.3, le facteur d'usage peut être identifié (équation 4.6) :

$$U_i = \sum_j (AF_{i,j} \times RM_{i,j} \times (1 - CA_j)) \quad \text{Équation 4.6}$$

Avec  $U_i$  : facteur d'usage pour l'eau type  $i$  (sans dimension).

$AF_{i,j}$  : Attribution de la Fonctionnalité de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$  (sans dimension).

$RM_{i,j}$  : Répartition de l'eau Manquante de l'eau type  $i$  pour l'activité  $j$ , (sans dimension).

$CA_j$  : capacité d'adaptation pour l'activité  $j$  (sans dimension).

Pour chaque activité  $j$ , on regarde si le type d'eau  $i$  peut éventuellement être utilisé ( $AF_{i,j}$ ). Puis, on regarde dans quelle mesure la modification de la disponibilité de l'eau type  $i$  affecte l'activité  $j$  ( $RM_{i,j}$ ). Enfin, pour l'activité  $j$ , on regarde si la valeur du paramètre socio-économique implique le scénario de manque ou de compensation ( $CA_j$ ). Le facteur d'usage correspond à la somme de ce produit pour chacune des activités  $j$  déterminées au tableau 3.3.

La valeur du facteur d'usage  $U_i$  est ainsi comprise entre 0 et 5. Cela signifie que, dans la pire des situations, l'utilisation de  $1 \text{ m}^3$  peut diminuer la disponibilité pour les usages humains de  $5 \text{ m}^3$ . En effet, dans l'hypothèse où cette quantité d'eau pouvait servir à tous les utilisateurs, sa consommation privera l'ensemble des utilisateurs humains de  $5 \text{ m}^3$ .

#### 4.2.3.3 Facteur de rareté

Les méthodes existantes pour la prise en compte des impacts de l'utilisation de la ressource eau en ACV sont toutes basées sur l'hypothèse suivante : moins la ressource est disponible, plus les impacts de son utilisation sont importants (voir section 2.3.2.2) (Brent, 2004; Bauer et Zapp, 2005; Frischknecht *et al.*, 2008). En effet, moins la ressource est disponible, plus la compétition entre les différents utilisateurs est importante.

Un indice de rareté  $\alpha_i$  (sans dimension) relatif à chaque type d'eau  $i$  est introduit. Celui-ci est indexé sur le ratio de criticalité (CR) : indicateur de disponibilité de la ressource

jugé le plus adapté car il prend en compte à la fois la disponibilité hydrologique et le taux d'usage de la ressource par les humains (voir section 2.1.3.1). C'est également cet indicateur qui a été choisi pour la méthode Swiss Ecological Scarcity 2006 (Frischknecht *et al.*, 2008). La figure 4.5 donne une représentation graphique de  $\alpha_i$  en fonction de la valeur de  $CR_i$ .

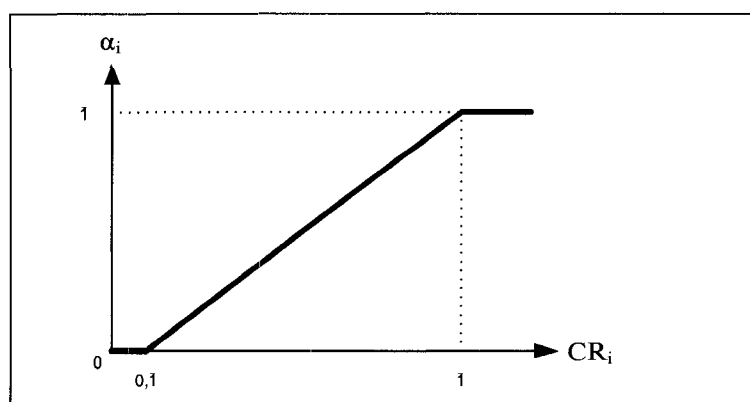


Figure 4.5 Calcul de l'indice de rareté

$\alpha_i$  est nul pour  $CR_i \leq 0,1$ . Il est établi que lorsque les prélèvements humains n'excèdent pas 10 % du taux de renouvellement de la ressource, le stress hydrique est très faible : il n'y a pas de problème d'allocation de la ressource entre les utilisateurs. Il n'y a alors pas de compétition entre les différents utilisateurs (OECD, 2004).

$\alpha_i$  vaut 1 pour  $CR_i \geq 1$ . La compétition est maximale lorsque la totalité des ressources renouvelables est exploitée. Dans certain cas,  $CR_i$  dépasse 1, ce qui signifie que la ressource est exploitée au-dessus de son taux de renouvellement. Cet aspect n'est pas pris en compte ici, cela sera considéré dans l'indicateur d'impact problème « épuisement de la ressource eau ». En effet, ici, l'objectif est de calculer la quantité d'eau indisponible pour l'usage humain. Un indice de rareté supérieur à 1 aurait pour effet d'affecter une quantité d'eau indisponible supérieure à la quantité d'eau utilisée, ce qui n'est pas représentatif de la réalité.

Entre ces deux valeurs, on fait l'hypothèse que les impacts du manque d'eau sont proportionnels au ratio de criticité (relation linéaire).

Ainsi,  $\alpha_i$  peut être calculé grâce aux équations suivantes :

$$\alpha_i = 0 \quad \text{pour } CR_i \leq 0,1 \quad \text{Équation 4.7}$$

$$\alpha_i = \frac{10}{9} CR_i - \frac{1}{9} \quad \text{pour } 0,1 < CR_i \leq 1 \quad \text{Équation 4.8}$$

$$\alpha_i = 1 \quad \text{pour } 1 < CR_i \quad \text{Équation 4.9}$$

Avec  $\alpha_i$  : indice de rareté de l'eau type i (sans dimension).

$CR_i$  : ratio de criticalité pour l'eau type i ( $m^3$  prélevés/ $m^3$  renouvelés/an).

Les valeurs de l'indice de rareté pour les trois types d'eau étudiés et pour certains pays sont présentés au tableau 4.9. Les colonnes  $CR_i$  donne les valeurs des ratios de criticalité pour l'eau type i et les colonnes  $\alpha_i$  donnent les valeurs des indices de rareté calculés grâce aux équations 4.7, 4.8 et 4.9.

**Tableau 4.9 Facteur de rareté de certains pays pour les types d'eau 2, 6 et 8**

	$CR_2^*$	$\alpha_2$	$CR_6^*$	$\alpha_6$	$CR_8^{**}$	$\alpha_8$
Algérie	1,946	1	0,310	0,179	0	0
Chine	0,114	0,003	0,238	0,114	0	0
Égypte	5,415	1	1,021	1	0	0
Iran	0,720	0,548	0,451	0,306	0	0
Mexique	0,278	0,150	0,145	0,030	0	0
Pakistan	2,000	1	0,567	0,410	0	0
Thaïlande	0,026	0	0,225	0,102	0	0
Vietnam	0,026	0	0,082	0	0	0

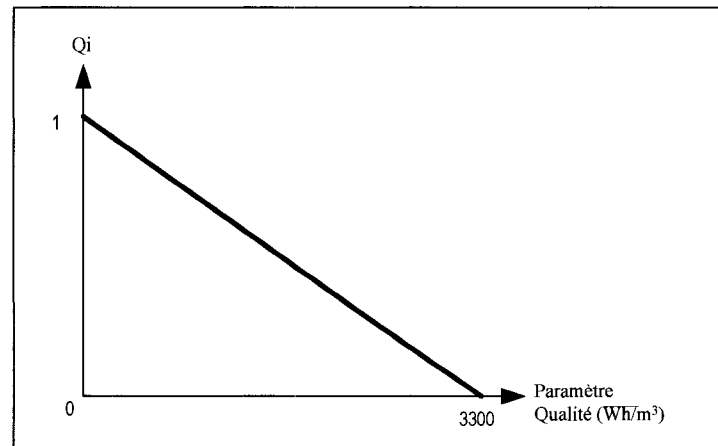
\* Données tirées de Aquastat (FAO, 2007), \*\*La disponibilité de l'eau de mer est suffisamment importante pour que l'on estime cette ressource comme inépuisable.

Ces valeurs sont à utiliser avec précaution : l'échelle du pays n'est pas adaptée en ce qui concerne les données hydrologiques. Certains pays disposent à la fois de régions humides et arides (ex : Chine, Mexique). Il faut de préférence utiliser l'échelle du bassin versant. Cependant le manque de données disponibles à cette échelle empêche de suivre cette recommandation dans la modélisation effectuée au cours de ce projet.

La principale difficulté pour le calcul de cet indice de rareté est le manque de données. En règle générale, pas ou peu de distinction est faite entre les différents types d'eau. Une recherche plus approfondie des données disponibles est nécessaire à ce sujet.

#### 4.2.3.4 Facteur de qualité

Le facteur de qualité a pour objectif de permettre la comparaison entre les différents types d'eau. C'est un facteur d'équivalence entre les différentes qualités d'eau. Il est construit sur le principe de distance à la valeur cible. La qualité est mesurée en  $\text{Wh/m}^3$  nécessaire à la potabilisation (voir section 4.1.1.2). À chaque type d'eau  $i$  est associé un indice de qualité  $Q_i$  fonction du paramètre de qualité. Celui-ci est exprimé en  $\text{m}^3$  - eau potable équivalent/ $\text{m}^3$  eau type  $i$  (figure 4.6).



**Figure 4.6 Relation entre le paramètre de qualité et l'indice de qualité**

L'eau de qualité potable est considérée comme l'eau de meilleure qualité possible ( $Q_{\text{eau potable}} = 1 \text{ m}^3$  - eau potable équivalent/ $\text{m}^3$  eau potable). La quantité d'énergie nécessaire pour potabiliser ce type d'eau est de  $0 \text{ Wh/m}^3$ . L'eau de mer est considérée comme ayant la qualité la plus basse ( $Q_{\text{mer}} = 0 \text{ m}^3$  - eau potable équivalent/ $\text{m}^3$  eau de mer). La quantité d'énergie nécessaire pour potabiliser ce type d'eau est de  $3300 \text{ Wh/m}^3$  (donnée fournie par Véolia Environnement) (Vince, 2008). On définit une relation linéaire entre l'indice de qualité et le paramètre de qualité (figure 4.6).

L'indice de qualité peut donc être calculé grâce à l'équation 4.10.

$$Q_i = -\frac{1}{3300} \text{Param.Qualité}_i + 1 \quad \text{Équation 4.10}$$

Avec  $Q_i$  : indice de qualité eau type  $i$  (en  $\text{m}^3$  - eau potable équivalente/ $\text{m}^3$  eau type  $i$ ).

$\text{Param.Qualité}_i$  : quantité d'énergie nécessaire pour la potabilisation (en  $\text{Wh}/\text{m}^3$ ).

Les indices de qualité des trois types d'eau à l'étude sont présentés dans le tableau 4.10.

**Tableau 4.10 Paramètres et indices de qualité pour les types d'eau 2, 6 et 8**

	Paramètre qualité ( $\text{Wh}/\text{m}^3$ )	Indice de qualité ( $\text{m}^3$ - eau potable équivalent/ $\text{m}^3$ eau type $i$ )
Type 2	45	0,986
Type 6	500	0,848
Type 8	3300	0

Tous les facteurs constituant le facteur de caractérisation introduits à l'équation 4.5 ont donc été présentés. Les facteurs de caractérisation pour la catégorie d'impact problème « privation de la ressource eau pour les usages humains » peuvent être calculés. Le résultat de l'indicateur d'impact est exprimé en «  $\text{m}^3$  - eau potable équivalent - indisponible pour les usages humains ». Le terme « usages humain » se référant au facteur d'usage, le terme « équivalent » au facteur de qualité et le terme « indisponible » au facteur de rareté. Des facteurs de caractérisation ont été calculés et sont présentés à la section 4.4.1.

#### **4.2.4 Modélisation d'un scénario de compensation**

##### *4.2.4.1 Rappels sur le scénario de compensation*

Dans les régions dont les valeurs des paramètres socio-économiques dépassent le seuil fixé, la modification de la disponibilité de la ressource génère des scénarios de compensation. Ceux-ci sont décrits au tableau 3.3. Il faut tout d'abord quantifier la baisse de rendement des activités affectées : chaque activité utilisant de l'eau a pour but de fournir un produit ou un service aux humains (ex : fournir de l'eau potable, fournir de la nourriture, fournir de l'électricité, etc.). La modification de la disponibilité de la



ressource affecte la production des biens ou services. La première étape consiste à identifier la relation entre la baisse de rendement et la baisse de la disponibilité de la ressource. Puis, il faut déterminer quels sont les scénarios de compensations. Idéalement, il faut identifier quels sont les scénarios réellement appliqués dans le contexte étudié. Cependant les praticiens ne disposent pas forcément de ces informations. Aussi, des scénarios de compensations génériques doivent être fournis. L'inventaire des scénarios de compensation doit être réalisé selon les principes des normes ISO (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). L'unité fonctionnelle correspond à la baisse de rendement mesurée. Il faut également rappeler que ces étapes appartiennent à la phase d'inventaire : on évalue comment sont affectés les processus technologiques par une modification de la disponibilité de la ressource. On ne cherche pas proprement à caractériser des impacts environnementaux (Finnveden, 2005; Weidema *et al.*, 2005).

L'évaluation des impacts peut enfin être faite à l'aide d'une méthode EICV choisie. Toutes les catégories d'impact peuvent être affectées. Les résultats obtenus correspondent aux impacts des scénarios de compensations mis en place pour répondre à la baisse de disponibilité de la ressource causée par une augmentation de la consommation.

Dans les objectifs de ce projet, la modélisation du scénario de compensation générique lié à la modification de la disponibilité d'eau pour l'usage domestique a été précisée. Il est entendu que les scénarios de compensation génériques liés aux autres activités doivent également être modélisés (exemple : importation de nourriture, d'énergie, etc.). Cela doit faire l'objet de recherches futures.

Le schéma global de ce scénario de compensation pour l'usage domestique est présenté à la figure 4.7.

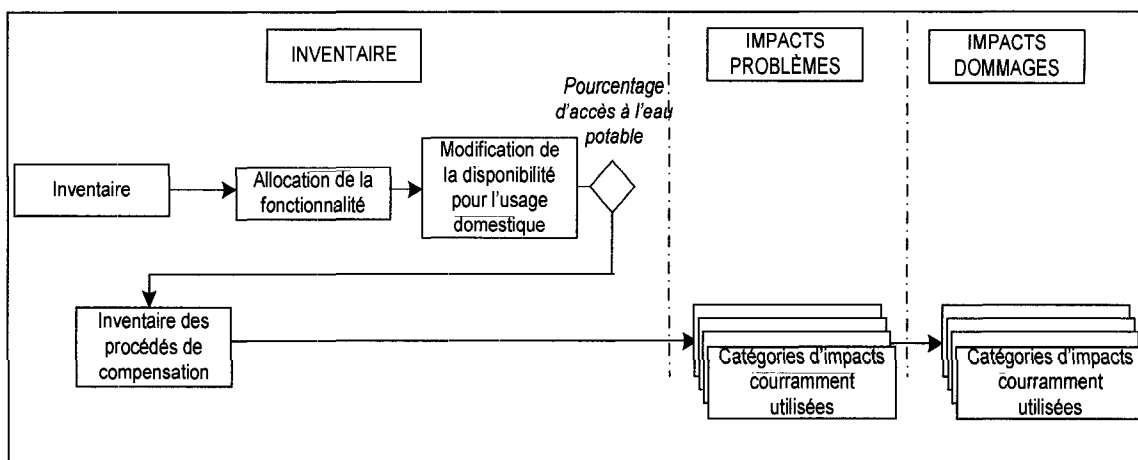


Figure 4.7 Scénario de compensation pour le manque d'eau domestique

L'indice « j » peut être remplacé par « domestique ». On utilisera l'abréviation « dom ».

Les étapes d'allocation de la fonctionnalité et de modification de la disponibilité pour l'usage domestique ne changent pas. Aussi, la modélisation reprend après le choix entre manque et compensation. L'équation 4.2 permet de déterminer  $EMC_{i,dom}$  (en  $m^3$ ) correspondant à la quantité d'eau manquante pour l'eau domestique affectant le scénario de compensation.

#### 4.2.4.2 Quantification de la baisse de rendement

##### Identification de l'indicateur de rendement

L'indicateur de rendement proposé au tableau 3.3 est conservé : c'est le « volume d'eau potable fourni aux utilisateurs ». La baisse de rendement correspond au volume d'eau potable qui ne peut être fourni aux utilisateurs à cause de la modification de la disponibilité de la ressource. Cet indicateur est représenté par la variable  $EPI_i$  : eau potable indisponible suite à la baisse de disponibilité de l'eau type i.

L'étape suivante consiste à transformer la valeur  $EMC_{i,dom}$  correspondant à l'eau manquante type i pour l'usage domestique affectant le scénario de compensation, en volume d'eau potable indisponible pour les utilisateurs, soit  $EPI_i$ .

### *Facteur d'efficacité de la filière*

Selon les filières de production d'eau potable, la quantité d'eau brute nécessaire pour produire 1 m<sup>3</sup> d'eau potable varie. Afin de connaître la modification de la disponibilité en eau potable liée à la modification de la disponibilité de la ressource type *i*, un facteur d'efficacité  $\Delta_i$  est introduit : c'est l'inverse de la quantité d'eau brute type *i* nécessaire pour produire 1 m<sup>3</sup> d'eau potable.  $\Delta_i$  s'exprime en « m<sup>3</sup> eau potable/m<sup>3</sup> eau brute type *i* ». Ces facteurs d'efficacité sont obtenus grâce aux données fournies par Veolia Environnement (Vince, 2008) et détaillés dans le tableau 4.11.

**Tableau 4.11 Facteurs d'efficacité des filières de production d'eau potable**

Type d'eau	Procédé de potabilisation	Eau brute nécessaire pour la production de 1 m <sup>3</sup> d'eau potable (m <sup>3</sup> ) (Vince, 2008)	$\Delta_i$ (m <sup>3</sup> eau potable/m <sup>3</sup> eau brute type <i>i</i> )
Type 2	Conventionnel	1,06	0,94
Type 6	Nano-filtration	1,35	0,74
Type 8	Osmose inverse	2,65	0,38

### *Prise en compte de la rareté*

La modification de la disponibilité de la ressource n'entraîne pas systématiquement la mise en place d'un procédé de compensation. Par exemple, au Canada, un prélèvement additionnel n'entraîne pas la mise en place de nouveaux procédés de potabilisation. En réalité, la mise en place de procédés de compensation a lieu uniquement dans les régions où la disponibilité de la ressource est limitée. Par exemple, des procédés tels que le dessalement sont déjà utilisés dans des régions en manque d'eau comme l'Australie ou le Moyen-Orient (WWF, 2007). L'importation d'eau s'intensifie dans le sud de l'Espagne (Ginestet, 2008). Il a d'ailleurs été spécifié dans la section 2.1.3.1 que la mise en place d'infrastructures pour s'adapter au manque d'eau était nécessaire uniquement lorsque la valeur du ratio de criticalité devenait importante (UNCSD, 1997). Afin de prendre en compte ce phénomène, l'indice de rareté  $\alpha_i$  est intégré comme facteur de pondération.

### *Calcul de la baisse de rendement*

Le calcul de l'eau potable indisponible pour les utilisateurs suite à la modification de la disponibilité de l'eau type  $i$  ( $EPI_i$ ) est obtenu grâce à l'équation 4.11.

$$EPI_i = \alpha_i \times \Delta_i \times EMC_{i,dom} \quad \textbf{Équation 4.11}$$

Avec  $EPI_i$  : eau potable indisponible pour les usagers (en  $m^3$ ).

$\alpha_i$  : indice de rareté pour le type d'eau  $i$  (sans dimension)

$\Delta_i$  : facteur d'efficacité (en  $m^3$  eau potable/ $m^3$  eau brute)

$EMC_{i,dom}$  : eau type  $i$  manquante pour l'activité « domestique » affectant le scénario de compensation

#### *4.2.4.3 Identification des processus de compensation*

Il faut, par la suite, identifier le scénario de compensation. Si possible, il faut analyser la situation de chaque région et ainsi identifier les scénarios de compensation choisis (exemple : dessalement pour l'Australie, importation massive pour le sud de l'Espagne). Cependant, le but de cette section est de proposer des scénarios génériques. Trois filières de production d'eau potable ont finalement été retenues :

##### *Filière conventionnelle*

Cette filière correspond à un traitement de potabilisation comprenant les étapes suivantes : clarification, filtration sur charbon actif et désinfection. Elle permet de potabiliser l'eau type 2 (souterraine, bonne qualité) (Vince, 2008).

##### *Filière Nano-filtration*

Cette filière correspond à la filière conventionnelle à laquelle un procédé de nano-filtration a été ajouté. Cette filière permet de potabiliser de l'eau type 6 (surface, mauvaise qualité) (Vince, 2008).

### *Filière Osmose inverse*

Cette filière correspond à la filière conventionnelle à laquelle un procédé d'ultrafiltration et d'osmose inverse ont été ajoutés. Cette filière permet de potabiliser de l'eau type 8 (eau de mer) (Vince, 2008).

Une description plus détaillée de ces filières, tirée des données fournies par Veolia Environnement, est présentée à l'annexe B.

D'autres scénarios de compensation tels que l'importation d'eau (massive par aqueduc ou tanker ou en bouteille), ou encore la réutilisation des eaux usées auraient pu être également modélisées mais ce travail a été exclu des objectifs de ce projet. Cela fera l'objet de recherches futures.

Dans chaque région il faut identifier le scénario de compensation adapté. Pour cela, les hypothèses suivantes sont faites :

- Le scénario de compensation ayant le coût environnemental et économique le moins élevé sera systématiquement privilégié. On choisira donc en priorité et dans l'ordre, la filière conventionnelle, la filière nano-filtration et la filière osmose inverse.
- Le scénario de compensation utilise un type d'eau ayant une disponibilité suffisante : il ne doit pas y avoir de compétition entre les différents utilisateurs pour l'accès à cette ressource. Le ratio de criticalité du type d'eau doit donc être inférieur à 0,1 (équivalent à un indice de rareté  $\alpha_i = 0$ ). Ainsi, il est assuré que le type d'eau employé est en quantité suffisante pour tous les utilisateurs. Cette hypothèse permet également d'éviter le bouclage de la procédure : utiliser un type d'eau ayant un indice de rareté nul ne génère pas de manque d'eau additionnel pour les autres utilisateurs. Il faut cependant être vigilant lorsque le ratio de criticalité est proche de la valeur seuil (0,1). Dans ce cas, les prélèvements additionnels liés aux scénarios de compensation peuvent contribuer

à dépasser ce seuil. Il peut alors être judicieux de choisir un autre type d'eau comme ressource alternative.

- L'eau de mer est considérée comme en quantité infinie ( $\alpha_8 = 0$ ). Le dessalement par osmose inverse est le scénario de compensation ultime.

Le tableau 4.12 illustre le choix des scénarios de compensation pour certains pays. Les paramètres socio-économiques des pays choisis permettent d'accéder à la compensation (100% de la population a accès à l'eau potable). En Espagne et en France, plus de 10% de l'eau souterraine et de l'eau de surface est exploitée. C'est donc l'eau salée (type 8) qui est utilisée comme ressource alternative. Le scénario de compensation utilise le procédé d'osmose inverse. Au Pays Bas, plus de 10% de l'eau souterraine est exploitée. En revanche, moins de 10% de l'eau de surface est exploitée. C'est donc ce type d'eau (type 6) qui est utilisé comme ressource alternative. Le scénario de compensation utilise le procédé de nano-filtration. En Suède, moins de 10% de l'eau souterraine est exploitée. C'est donc ce type d'eau (type 2) qui est utilisée comme ressource alternative. Le scénario de compensation utilise le procédé conventionnel.

**Tableau 4.12 Choix du scénario de compensation en fonction de l'indice de rareté**

	$\alpha_2^*$	$\alpha_6^*$	$\alpha_8$	Scénario de compensation
Espagne	0,2694	0,2374	0	Osmose-inverse
France	0,0206	0,1379	0	Osmose-inverse
Pays-Bas	0,4327	0	0	Nano-filtration
Suède	0	0	0	Conventionnel

\* Calculé à partir des données Aquastat (FAO, 2007)

#### 4.2.4.4 Inventaire des procédés de compensation

Les scénarios de compensation ont été modélisés à l'aide du logiciel SimaPro. Les données d'inventaires utilisées proviennent des informations fournies par Veolia Environnement (Vince, 2008). Les processus élémentaires utilisés proviennent de la base de données Ecoinvent (Frischknecht et Jungbluth, 2007). Ceux-ci sont détaillés à l'annexe B. Les points suivants sont cependant à souligner :

- L'unité fonctionnelle utilisée correspond à la production de  $1\text{m}^3$  d'eau potable.
- Plusieurs études démontrent que la phase du cycle de vie la plus impactante en matière de production d'eau potable est la consommation d'énergie directe et indirecte (Sombekke *et al.*, 1997; Mohapatra *et al.*, 2002; Beavis et Lundie, 2003; Friedrich *et al.*, 2007; Vince *et al.*, 2008b). Les impacts varient fortement selon la source d'énergie utilisée. Le mix énergétique en arrière plan des processus élémentaires est adapté pour différentes régions. Les régions sélectionnées sont des pays développés ayant des problèmes de disponibilité de ressource en eau : Arabie Saoudite, Espagne, France, Pays Bas et USA. Étant donné les échanges importants d'énergie entre les pays européens, on considère parfois qu'il est plus pertinent d'utiliser un mix énergétique européen. La modélisation est également réalisée en utilisant le mix énergétique des pays de l'Union for the Coordination of Transmission of Electricity (UCTE) comme support. Enfin, bien que la Chine n'ait pas encore atteint la valeur seuil pour le paramètre socio-économique (100% de la population a accès à l'eau potable), les impacts de la compensation pour ce pays sont modélisés. Le taux de croissance très important de ce pays justifie ce choix. Les valeurs des mix énergétiques utilisés en arrière plan des processus élémentaires proviennent de Ecoinvent, ou de l'International Energy Agency et sont détaillées à l'annexe B (Frischknecht et Jungbluth, 2004a; IEA, 2005).
- Le transport de l'eau n'est pas comptabilisé. Ce paramètre présente une incertitude très importante (notamment en ce qui concerne la distance entre la ressource et l'usine de traitement et la distance entre l'usine de traitement et l'utilisateur, mais aussi les conditions topographiques). Il serait intéressant de faire des études de cas spécifiques afin d'évaluer la contribution de ce processus.
- Le transport des matériaux n'est pas inclus, les distances étant très variables.

- La base de données Ecoinvent ne nous permet pas de modéliser le polymère utilisé pour la décantation. Cependant, l'analyse de contribution réalisée par Vince démontre que l'impact de ce constituant était négligeable (Vince, 2008).
- Pour certains processus élémentaires, des proxys sont utilisés car la base de données Ecoinvent n'est pas suffisamment complète. L'annexe B présente en détail les processus utilisés.

Grâce au logiciel SimaPro, les flux élémentaires sont quantifiés.

#### 4.2.4.5 Évaluation des impacts des procédés de compensation

L'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) peut se faire avec toutes les méthodes existantes. Les résultats de ce projet peuvent être intégrés à toutes les méthodes EICV. Pour ce mémoire, c'est la méthode Impact 2002+ qui est utilisée (Humbert *et al.*, 2005). Ce choix a été fait pour les raisons suivantes :

- C'est une méthode orientée à la fois problèmes et dommages. Elle est conforme aux recommandations de la première phase de la Life Cycle Initiative (Jolliet *et al.*, 2003).
- C'est la méthode qui a été utilisée par Vince dans la comparaison des filières de production d'eau potable (Vince, 2008). Les résultats sont donc compatibles avec cette étude de cas.

Les résultats des scores d'impacts pour la production de 1 m<sup>3</sup> d'eau potable selon les trois filières proposés et selon les différentes régions sont présentés en annexe B.

La variable score d'impact pour la production d'eau potable à partir d'eau type  $i$  pour la catégorie d'impact  $k$  est introduite :

$I_{i,k}$  : score d'impact pour la production de 1 m<sup>3</sup> d'eau potable à partir d'eau type  $i$  pour la catégorie d'impact  $k$ . (en unité d'impact/m<sup>3</sup>).



#### 4.2.4.6 Score final additionnel

##### *Calcul du score d'impact additionnel*

La variable représentant le score d'Impact pour la production d'eau potable à partir du scénario de compensation est défini :

$I_{comp,k}$  : score d'impact pour la production de  $1 \text{ m}^3$  d'eau potable avec le scénario de compensation pour la catégorie d'impact  $k$  (en unité d'impact /  $\text{m}^3$ ).

Par exemple, en reprenant le tableau 4.12, on peut dire que pour l'Espagne,  $I_{comp,k}$  correspond à  $I_{8,k}$  alors que pour les Pays-Bas,  $I_{comp,k}$  correspond à  $I_{6,k}$ .

L'impact du scénario de compensation correspond au produit de l'eau potable indisponible par le score d'impact du scénario de compensation. Il faut noter que l'eau rendue indisponible ne sera pas utilisée pour en faire de l'eau potable. Il y a évitement d'impact. Ainsi, l'impact additionnel lié au scénario de compensation suite à l'utilisation d'eau type  $i$  pour la catégorie de dommages  $k$  se calcule d'après l'équation 4.12.

$$IA_{i,k} = EPI_i \times (I_{comp,k} - I_{i,k}) \quad \text{Équation 4.12}$$

Avec  $IA_{i,k}$  : impact additionnel lié au scénario de compensation suite à l'utilisation d'eau type  $i$  pour la catégorie de dommage  $k$  (en unité d'impact).

$EPI_i$  : eau potable indisponible pour les usagers (en  $\text{m}^3$ ).

$I_{comp,k}$  : score d'impact pour la production de  $1\text{m}^3$  d'eau potable avec le scénario de compensation pour la catégorie d'impact  $k$  (en unité d'impact /  $\text{m}^3$ ).

$I_{i,k}$  : score d'impact pour la production de  $1\text{m}^3$  d'eau potable avec le scénario de potabilisation correspondant à l'eau type  $i$  pour la catégorie d'impact  $k$  (en unité d'impact /  $\text{m}^3$ ).

L'équation 4.13 permet d'agréger les impacts additionnels de l'utilisation de tous les types d'eau pour la catégorie d'impact  $k$ .

$$IA_k = \sum_i IA_{i,k} \quad \text{Équation 4.13}$$

Avec  $IA_k$  : impact additionnel lié au scénario de compensation pour la catégorie de dommage k (en unité d'impact).

$IA_{i,k}$  : impact additionnel lié au scénario de compensation suite à l'utilisation d'eau type i pour la catégorie de dommage k (en unité d'impact).

### Résumé

L'utilisation de la ressource eau génère un besoin de compensation pour compléter la demande en eau domestique. Ce scénario de compensation doit être inclus dans le système de produit. En combinant les équations 4.1, 4.2, 4.11, 4.12 et 4.13, on obtient l'équation 4.14 permettant de déterminer cet impact additionnel.

$$IA_k = \sum_i \left( C_i \times \left( AF_{i,dom} \times RM_{i,dom} \times CA_{dom} \times \alpha_i \times \Delta_i \times (I_{comp,k} - I_{i,k}) \right) \right) \quad \text{Équation 4.14}$$

Avec  $IA_k$  : impact additionnel lié au scénario de compensation pour la catégorie de dommage k (en unité d'impact).

$C_i$  : consommation de l'eau type i : valeur d'inventaire (en m<sup>3</sup>).

$AF_{i,dom}$  : Attribution de la Fonctionnalité de l'eau type i pour l'usage domestique (sans dimension).

$RM_{i,dom}$  : Répartition de l'eau Manquante de l'eau type i pour l'usage domestique, (sans dimension).

$CA_{dom}$  : capacité d'adaptation pour l'usage domestique (sans dimension).

$\alpha_i$  : indice de rareté pour le type d'eau i (sans dimension)

$\Delta_i$  : facteur de mise à l'échelle (en m<sup>3</sup> eau potable/m<sup>3</sup> eau brute)

$I_{comp,k}$  : score d'impact pour la production de 1m<sup>3</sup> d'eau potable avec le scénario de compensation pour la catégorie d'impact k (en unité d'impact / m<sup>3</sup>).

$I_{i,k}$  : score d'impact pour la production de  $1\text{m}^3$  d'eau potable avec le scénario de potabilisation correspondant à l'eau type  $i$  pour la catégorie d'impact  $k$  (en unité d'impact /  $\text{m}^3$ ).

Les résultats de cette méthode sont présentés pour un certain nombre de pays dans la section 4.4.2.

### 4.3 Développement d'un outil de calcul

Les étapes de modélisation ont été implémentées à l'aide des logiciels Microsoft Excel et Analytica. Ce dernier est un logiciel de calcul permettant de mettre en relation différents objets. La visualisation permet une compréhension aisée du programme. Cela permet également une transparence dans le calcul. Enfin, Analytica dispose de nombreuses fonctions statistiques, permettant notamment une analyse poussée des incertitudes. Même si cet aspect ne fait pas partie des objectifs de ce projet de maîtrise, le programme construit pourra être modifié pour y inclure cette gestion des incertitudes. Les deux programmes utilisés peuvent communiquer.

#### 4.3.1 Données utilisées

Des données sont nécessaires pour l'implémentation du programme (tableau 4.13). En raison de la disponibilité des données, le modèle est implanté à l'échelle du pays.

Concernant ces données, les points suivants sont à mentionner :

- Le taux de renouvellement des ressources est calculé en additionnant les ressources produites à l'intérieur du pays et les ressources externes).
- L'eau dite de « chevauchement » (eau de rivière percolant vers l'eau souterraine ou eau souterraine rejoignant l'eau de surface) a été attribuée à moitié à l'eau souterraine et à moitié à l'eau de surface.
- Dans beaucoup de cas, la répartition sectorielle des prélèvements ne distingue pas le type d'eau. Dans ce cas, c'est la répartition sectorielle pour l'ensemble des types d'eau qui a été utilisée comme proxy.

- Selon les régions, les données sont plus ou moins récentes. L'âge des données doit être intégré dans le calcul de l'incertitude des résultats. Une réactualisation de la base de donnée construite doit être faite aussi régulièrement que possible.
- Si l'indice de rareté  $\alpha_i$  est nul, ou si la capacité d'adaptation  $CA_j$  de toutes les activités  $j$  vaut 1, le facteur de caractérisation pour la catégorie d'impact « privation de la ressource eau pour les usages humains » est nul. Dans ces régions, toutes les données présentées au tableau 4.13 ne sont donc pas nécessaires.
- Si l'indice de rareté  $\alpha_i$  est nul, le score des scénarios de compensation est nul. Dans ces régions, toutes les données présentées au tableau 4.13 ne sont donc pas nécessaires.

**Tableau 4.13 Données utilisées pour l'implémentation du logiciel**

Domaine	Donnée nécessaire	Provenance*
Hydrologie	Taux de renouvellement eau type 2 (m <sup>3</sup> /an)	Aquastat
	Taux de renouvellement eau type 6 (m <sup>3</sup> /an)	Aquastat
Utilisation de la ressource eau	Taux de prélèv. humain eau type 2 (m <sup>3</sup> /an)	Aquastat
	Taux de prélèv. humain eau type 6 (m <sup>3</sup> /an)	Aquastat
	% des prélèv. dom. par rapport aux prélèv. tot. eau type 2	WRI
	% des prélèv. agric. par rapport aux prélèv. tot. eau type 2	WRI
	% des prélèv. indus. par rapport aux prélèv. tot. eau type 2	WRI
	% des prélèv. dom. par rapport aux prélèv. tot. eau type 6	Calculé à partir de WRI
	% des prélèv. agric. par rapport aux prélèv. tot. eau type 6	Calculé à partir de WRI
	% des prélèv. indus. par rapport aux prélèv. tot. eau type 6	Calculé à partir de WRI
Paramètres socio-économiques	% accès à l'eau potable	Aquastat
	% malnutrition	WRI
	% accès à l'électricité	WRI
	RNB/habitant	Banque Mondiale
Impacts des procédés de compensation	Impact prod. 1m <sup>3</sup> eau pot. trait conventionnel	Calcul SimaPro
	Impact prod. 1m <sup>3</sup> eau pot. nano-filtration	Calcul SimaPro
	Impact prod. 1m <sup>3</sup> eau pot. osmose inverse	Calcul SimaPro

\* Aquastat : (FAO, 2007); WRI : World Resource Institute : (World Resource Institute, 2004); Banque mondiale (World Bank, 2008)

Toutes les données nécessaires n'étant pas disponibles, les facteurs de caractérisation pour la « privation de la ressource eau pour les usages humains » n'ont pu être établis que pour un certain nombre de pays énumérés dans le tableau 4.14.

**Tableau 4.14 Pays dont les facteurs de caractérisation pour la « privation de la ressource eau pour les usages humains » ont pu être établis.**

<b>Pays dont la répartition des prélèvements par secteur distingue le type d'eau</b>	<b>Pays dont la répartition des prélèvements par secteur ne distingue pas le type d'eau</b>	<b>Pays dont des valeurs particulières des paramètres <math>\alpha</math> e, ou, CA ont permis d'établir les facteurs de caractérisation</b>
Australie, Bangladesh, Biélorussie, Brésil, Canada, Danemark, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Hongrie, Inde, Israël, Italie, Japon, Jordanie, Kazakhstan, Kirgizstan, Pays-Bas, Niger, Pérou, Roumanie, Afrique du Sud, Espagne, Syrie, Thaïlande, Tunisie, Turquie, Turkmenistan, Ukraine, USA	Albanie, Algérie, Argentine, Bénin, Botswana, Bulgarie, Chine, Egypte, Géorgie, Guinée Bissau, Iran, Iraq, Irlande, Lituanie, Mali, Mauritanie, Mexique, Namibie, Pakistan, Pologne, Portugal, Corée du Sud, Sénégal, Somalie, Suède, Suisse, Tadjikistan, Vietnam, Zambie, Zimbabwe	Autriche, Belgique, Tchad, République Tchèque, Ghana, Guinée, Islande, Italie, Luxembourg, Madagascar, Malaisie, Mongolie, Norvège, Philippines, Slovaquie, Soudan, Royaume Uni

La compensation pour l'usage domestique a été modélisée pour les pays suivants : France et Espagne, Arabie Saoudite, Chine, Pays-Bas et USA.

### 4.3.2 Présentation de l'outil

Une base de données synthétisant toutes les valeurs nécessaires au calcul a été construite dans Microsoft Excel. Parallèlement, les équations présentées au chapitre 4 ont été implantées dans Analytica. Les deux programmes ont ensuite été mis en relation.

L'utilisation du programme se fait comme suit. Dans Excel, il faut sélectionner une zone géographique. Puis, il faut entrer les volumes de prélèvement et de rejet de l'eau type 2 et 6. Analytica retourne la valeur de la « privation de la ressource eau pour les usages humains » (en  $m^3$  - eau potable équivalent - indisponible pour l'usage humain). Pour les pays dont la compensation a été modélisée, Analytica retourne l'impact additionnel pour chacune des catégories d'impact de la méthode Impact 2002+.

## 4.4 Résultats

Cette section présente les résultats calculés par le modèle. Dans un premier temps les valeurs des facteurs de caractérisation pour les différents pays cités au tableau 4.14 sont présentées et comparées aux paramètres de l'indice de pauvreté de l'eau (Water Poverty Index, WPI). Cet indicateur de stress hydrique a été jugé le plus pertinent : c'est lui qui prend en compte la capacité d'adaptation (voir section 2.1.3.1). Puis, les scores des scénarios de compensation sont présentés. Afin de mieux analyser les résultats, les pays ont été classés en quatre catégories, selon la capacité d'adaptation et l'indice de rareté (figure 4.8).

### 4.4.1 Facteurs de caractérisation pour la privation pour l'usage humain

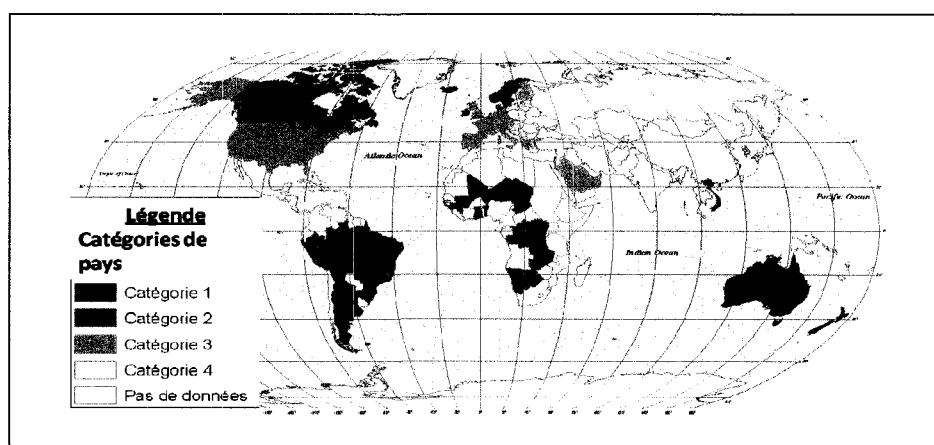


Figure 4.8 Classement des pays selon 4 catégories

#### 4.4.1.1 Indices de rareté = 0 pour tous les types d'eau $i$ et capacité d'adaptation = 1 pour toutes les activités $j$ (catégorie 1)

Ce sont les pays pour lesquels la ressource est en quantité suffisante pour éviter la compétition entre les utilisateurs. De plus, si l'eau venait à manquer, les scénarios de compensation pourraient être appliqués pour chacune des activités  $j$ . Le facteur de caractérisation est nul pour ces pays.

Les résultats sont assez logiques en ce qui concerne des pays comme le Canada ou les pays scandinaves, où il n'y a pas de problèmes de stress hydriques et dont les paramètres

socio-économiques permettraient de faire face à un éventuel manque. Le résultat est plus surprenant pour l'Australie. L'indice de rareté est nul pour ce pays, alors qu'il existe par endroit d'importants problèmes liés à la ressource en eau (Lasserre, 2005a) et que le dessalement s'y développe (WWF, 2007). L'une des limites du modèle apparaît clairement ici : le modèle est à l'échelle du pays et non du bassin versant. La population australienne étant très inégalement répartie, la majorité des prélèvements se font dans le sud-est du continent. Les ratios de criticalité (CR) prennent eux en compte les précipitations sur l'ensemble du territoire. Il serait intéressant d'obtenir des données concernant le stress hydrique dans la région sud-est de ce continent.

Le tableau 4.15 reprend les valeurs de certains paramètres utilisés dans le calcul du WPI.

**Tableau 4.15 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 1 (adapté de Lawrence *et al.*, 2002)**

	Ressources	Accès	Capacité
Australie	0,119	0,137	0,176
Canada	0,155	0,200	0,187
Irlande	0,112	0,198	0,191
Islande	0,199	0,200	0,192
Norvège	0,155	0,200	0,170
Nouvelle Zélande	0,159	0,197	0,174
Suède	0,121	0,200	0,180

L'indice « ressources » est calculé en prenant en compte la quantité d'eau renouvelable et la population, l'indice « accès » est relatif au pourcentage de la population ayant accès à l'eau et l'indice « capacité » est relatif à l'état de développement du pays (RNB/hab, mortalité infantile, etc.) (Lawrence *et al.*, 2002). Pour chaque paramètre, la valeur maximale est de 0,2 (cette valeur correspond au meilleur état possible pour le paramètre à l'étude). Les valeurs de ces trois paramètres pour ces pays étant parmi les plus élevés, il y a corrélation entre les résultats du modèle et le WPI.

*4.4.1.2 Indice de rareté pour les types d'eau 2 et 6 = 0 et capacité d'adaptation  $\neq 1$  pour au moins une activité j (catégorie 2)*

En raison d'un indice de rareté nul, les facteurs de caractérisation sont nuls dans ces pays.

Dans cette catégorie, on retrouve les pays ayant à ce jour des ressources en eau suffisantes pour répondre à leurs besoins. Cependant, ces pays ne disposent pas de ressources économiques suffisantes pour mettre en place des scénarios de compensation. En cas de raréfaction de la ressource eau ou de changements structurels faisant augmenter le taux d'utilisation, il se peut que le seuil de criticalité soit atteint. Dans ce cas, les facteurs de caractérisation ne seront plus nuls. Cette catégorie comprend principalement des pays d'Afrique de l'Ouest, d'Afrique Centrale, d'Amérique du Sud et d'Asie du Sud Est.

Il faut également préciser que si le seuil de criticalité n'est pas atteint, c'est aussi parce que les ressources économiques sont trop faibles. Une augmentation de la richesse permettrait d'exploiter davantage les ressources et le seuil pourrait vite être dépassé. Cela s'illustre avec le cas du Mali. Bien que situé dans la région très aride du Sahel - Sahara, le ratio de criticalité est inférieur à 0,1 pour l'eau type 2 (souterraine, bonne qualité) et type 6 (surface, mauvaise qualité). En réalité, c'est le manque d'infrastructures qui empêche l'exploitation de la ressource. Le développement économique aurait pour effet un dépassement rapide du seuil de criticalité. Il faut cependant relativiser ce dernier exemple : le Mali est un grand pays et encore une fois l'échelle n'est pas adaptée. Il existe une grande disparité entre le nord du pays désertique et le sud où se draine le fleuve Niger. Cette observation est également valable pour le pays Niger.

Le tableau 4.16 reprend les valeurs utilisées pour le calcul du WPI pour certains de ces pays (Lawrence *et al.*, 2002).



**Tableau 4.16 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 2 (adapté de Lawrence *et al.*, 2002)**

	Ressources	Accès	Capacité
Argentine	0,124	0,119	0,153
Brésil	0,135	0,146	0,125
Botswana	0,091	0,097	0,154
Ghana	0,069	0,081	0,127
Mali	0,098	0,050	0,062
République Démocratique du Congo	0,120	0,060	0,084
Vietnam	0,100	0,064	0,144

Les résultats sont bien corrélés aux valeurs du WPI : les valeurs sont assez faibles en ce qui concerne l'accès et la capacité. Le résultat est plus discutable en ce qui a trait à la ressource. Les scores pour la ressource du WPI sont assez faibles pour certains pays, comme le Ghana ou le Mali. Au vu de ces valeurs, on pourrait croire que l'indice de rareté  $\alpha_i$  ne serait pas nul. L'indice du WPI relatif à la ressource est calculé en prenant en compte le taux de renouvellement de la ressource et la taille de la population. Le taux d'utilisation n'est pas considéré. Pour ces pays, même si la ressource disponible par habitant est faible, celle-ci est peu exploitée.

#### 4.4.1.3 Indices de rareté $\neq 0$ et capacité d'adaptation = 1 pour toutes les activités $j$ (catégorie 3)

Ces pays ne disposent pas de ressources suffisantes pour satisfaire tous les utilisateurs ( $\alpha_i \neq 0$ ). Cependant, le manque d'eau peut être compensé grâce à des ressources économiques suffisantes. Le facteur de caractérisation pour la « privation de la ressource eau pour les usages humains » est nul pour ces pays. Toutes les autres catégories d'impacts sont en revanche affectées via les scénarios de compensation.

Cette catégorie comprend notamment les USA, la majorité des pays d'Europe de l'Ouest, et certains pays pétroliers du Golfe Persique.

Le tableau 4.17 reprend les valeurs utilisées pour le calcul du WPI pour certains de ces pays (Lawrence *et al.*, 2002).

**Tableau 4.17 Indices pour le calcul du WPI pour les pays de catégorie 3 (adapté de Lawrence *et al.*, 2002)**

	Ressources	Accès	Capacité
Allemagne	0,065	0,200	0,180
Émirats Arabes Unis	0,000	0,186	0,171
Espagne	0,076	0,183	0,190
France	0,079	0,200	0,180
Italie	0,077	0,189	0,174
USA	0,103	0,200	0,167

Les résultats du WPI sont corrélés avec les résultats du modèle. Les pays de catégorie 3 possèdent de faibles ressources hydriques mais d'importantes ressources économiques permettant de s'adapter à la baisse de disponibilité de la ressource.

La valeur du WPI concernant la ressource pour les USA n'est pas aussi faible que pour les autres pays. Cela est dû à la grande disparité de la répartition de la ressource pour ce pays très grand. En effet, l'importance du stress hydrique varie fortement entre les régions. Une étude à l'échelle du bassin versant serait judicieuse.

#### 4.4.1.4 Indices de rareté $\neq 0$ et capacité d'adaptation $\neq 1$ pour au moins une activité $j$ (catégorie 4)

C'est pour cette dernière catégorie que les facteurs de caractérisations ne sont pas nuls. Le tableau 4.18 donne les valeurs de facteurs de caractérisation pour tous ces pays. Les indices du WPI sont également présentés.

**Tableau 4.18 Facteurs de caractérisation pour la catégorie d'impact « privation de la ressource eau pour les usages humains » et indices du WPI pour les pays de catégorie 4 (Lawrence *et al.*, 2002)**

Pays	FC <sub>2</sub>	FC <sub>6</sub>	FC <sub>8</sub>	Ressources	Accès	Capacité
Afrique du Sud	0,568	0,539	0,000	0,056	0,122	0,127
Albanie	0,022	0,000	0,000	n.c	n.c	n.c
Algérie	0,986	0,994	0,000	0,034	0,117	0,145
Bangladesh	0,457	0,000	0,000	0,090	0,138	0,101
Biélorussie	0,000	0,015	0,000	0,088	0,137	0,175
Bulgarie	0,986	1,003	0,000	0,112	0,160	0,169
Chine	0,013	0,659	0,000	0,071	0,091	0,132
Coré du Nord	0,084	0,054	0,000	n.c	n.c	n.c
Égypte	0,986	4,240	0,000	0,034	0,183	0,133
Géorgie	0,249	0,000	0,000	0,110	0,175	0,131
Hongrie	0,212	0,000	0,000	0,095	0,135	0,169
Inde	0,800	0,595	0,000	0,068	0,110	0,121
Iran	0,680	1,662	0,000	0,068	0,148	0,155
Jordanie	0,986	3,879	0,000	0,004	0,130	0,149
Kazakhstan	0,322	0,945	0,000	0,100	0,133	0,156
Kyrgyystan	0,000	3,109	0,000	0,105	0,177	0,138
Lituanie	0,030	0,000	0,000	n.c	n.c	n.c
Mauritanie	0,986	0,000	0,000	0,071	0,077	0,098
Mexique	0,185	0,2172	0,000	0,081	0,145	0,141
Pakistan	0,986	2,205	0,000	0,073	0,135	0,115
Pologne	0,180	0,5663	0,000	0,062	0,134	0,160
Roumanie	0,801	0,000	0,000	0,092	0,145	0,158
Somalie	0,000	0,736	0,000	n.c	n.c	n.c
Syrie	0,507	3,137	0,000	0,063	0,118	0,149
Tadjikistan	0,451	3,518	0,000	0,109	0,120	0,137
Thaïlande	0,000	0,595	0,000	0,090	0,177	0,150
Tunisie	0,137	0,465	0,000	0,032	0,124	0,153
Turquie	0,043	0,423	0,000	0,078	0,148	0,131
Turkménistan	0,986	4,207	0,000	0,100	0,177	0,147
Ukraine	0,1302	0,687	0,000	n.c	n.c	n.c
Zimbabwe	0,023	0,611	0,000	0,061	0,091	0,142

Dans cette dernière catégorie, on retrouve les pays ayant de faibles ressources en eau et de faibles ressources économiques. La baisse de la disponibilité de la ressource ne peut être compensée : il y a compétition entre les différents utilisateurs. On retrouve notamment parmi ces pays le Mexique, les pays du Maghreb et de l'Afrique de l'Ouest, du Moyen Orient, d'Asie Centrale mais aussi l'Inde et la Chine.

De manière générale, afin de préserver la ressource eau, il est recommandé d'utiliser en priorité le type d'eau ayant le facteur de caractérisation le plus faible.

L'eau de mer étant considérée comme inépuisable,  $\alpha_8$  est nul pour tous les pays.

D'après la procédure de calcul du facteur de caractérisation, la valeur maximale de  $FC_2$  est 0,986 alors que la valeur maximale de  $\alpha_6$  est de 4,240. Dans la pire des situations, la consommation de 1 m<sup>3</sup> d'eau type 2 entraîne la privation de 0,986 m<sup>3</sup> - eau potable équivalent - indisponible pour les usages humains, alors que l'utilisation de 1 m<sup>3</sup> d'eau type 6 entraîne la privation de 4,240 m<sup>3</sup> - eau potable équivalent - indisponible pour les usages humains. Si ce dernier score d'impact dépasse la valeur de la donnée d'inventaire (1 m<sup>3</sup>), c'est parce que l'eau type 6 dispose d'un facteur d'usage maximal de 5. Un même m<sup>3</sup> d'eau de surface peut être utilisé par plusieurs utilisateurs.

D'après les équations 4.5 et 4.6, pour un type d'eau, le facteur de caractérisation est maximal si les deux conditions suivantes sont réunies :

- L'indice de rareté  $\alpha_i$  vaut 1 (équivalent à  $CR_i \geq 1$ ).
- La capacité d'adaptation  $CA_j$  vaut 0 pour chacune des activités  $j$ .

Cette situation est rencontrée pour les pays suivants : Algérie, Bulgarie, Égypte, Jordanie et Turkménistan en ce qui concerne l'eau type 2 et l'Égypte en ce qui concerne l'eau type 6. Pour ce dernier type d'eau, la valeur du facteur de caractérisation est également très élevée pour les pays du Proche-Orient comme la Turquie, la Syrie ou la Jordanie. Le chapitre 2 avait montré que ces pays étaient parmi les plus touchés par les problèmes d'allocation de la ressource. Cela démontre la pertinence du modèle.

La question d'échelle est encore une fois en question dans ces résultats, principalement pour des grands pays tels que la Chine ou le Mexique, pour lesquels la considération par bassin versant aurait pour effet de fortement modifier les valeurs entre les différentes régions du pays.

Pour certains pays, les valeurs d'accès et de capacité du WPI sont élevées. C'est le cas notamment des pays d'Europe de l'Est ou de certains pays du Proche-Orient cités plus haut. L'approche seuil utilisée dans le choix entre le manque et la compensation classe cependant ces pays dans cette dernière catégorie. Il faut toutefois garder en tête que pour certains pays, la valeur des paramètres socio-économiques est très proche des valeurs seuils (exemple : Bulgarie : accès à l'eau potable : 99%; malnutrition : 8%). Ces résultats doivent être utilisés avec prudence.

D'autres pays dans lesquels le manque d'eau est avéré ont des facteurs de caractérisation assez faibles. En effet, pour certains paramètres socio-économiques, la valeur seuil est atteinte, mais pas pour tous. C'est notamment le cas de l'Afrique du Sud (accès à l'eau potable : 88%; malnutrition : <2,5%); de la Hongrie (accès à l'électricité : 100%; RNB : 10870 \$/hab/an) ou encore de la Tunisie (malnutrition : <2,5%; RNB : 6850 \$/hab/an). Dans les prochaines années, les scénarios de compensation pourront vraisemblablement être appliqués pour toutes les activités.

Un certain nombre de pays ont des facteurs de caractérisation nuls pour l'un des deux types d'eau : le Kirgizstan et la Somalie pour l'eau type 2 (souterraine - bonne qualité) et l'Albanie, le Bangladesh, la Lituanie, la Mauritanie et le Sénégal pour l'eau type 6 (surface - mauvaise qualité). Cette valeur nulle est causée par un indice de rareté nul pour le type d'eau considéré. Le facteur de caractérisation n'est pas nul pour l'autre type d'eau : il y a donc compétition pour celui-ci. Afin d'éviter d'augmenter l'intensité de la compétition, il est donc recommandé d'utiliser le type d'eau dont le facteur de caractérisation est nul. Cependant, il faut garder en tête que d'importants prélèvements additionnels auront à terme pour effet d'augmenter la valeur de l'indice de rareté.

Les figures 4.9 et 4.10 permettent de représenter visuellement la valeur des facteurs de caractérisation.

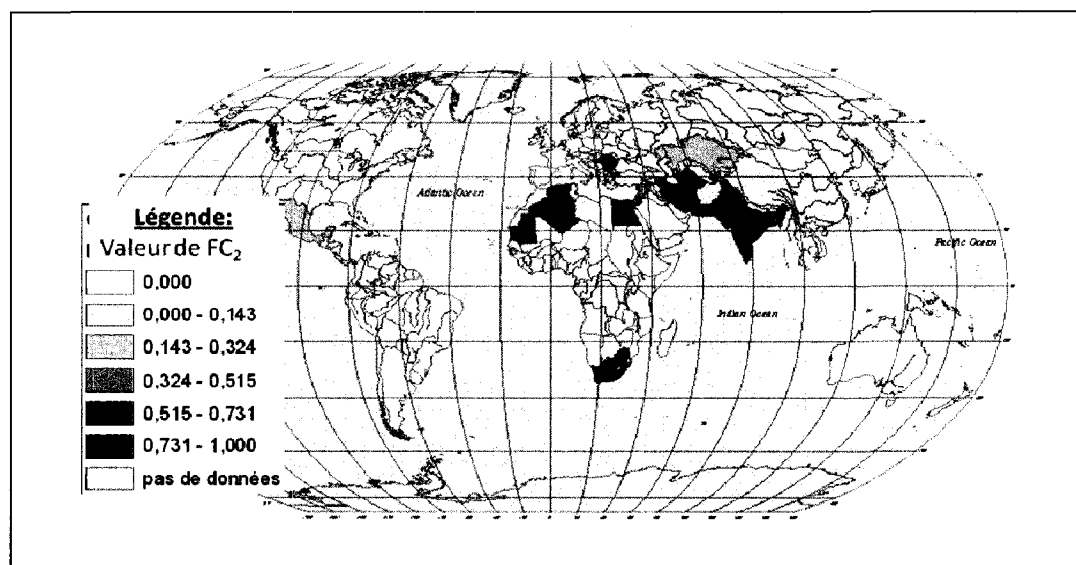


Figure 4.9 Carte des valeurs du facteur de caractérisation pour l'eau type 2

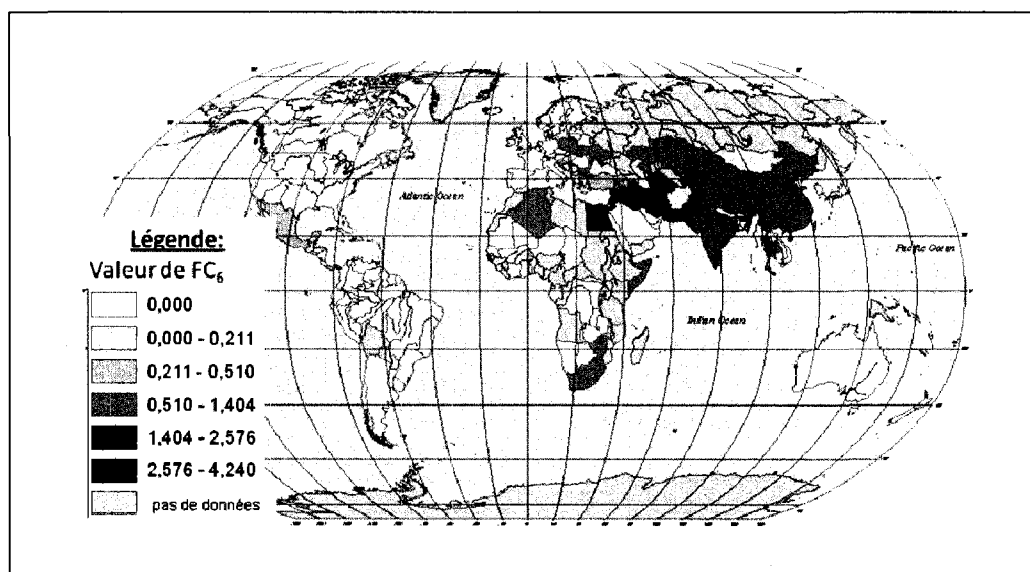


Figure 4.10 Carte des valeurs du facteur de caractérisation pour l'eau type 6

Ces figures permettent de constater que les pays ayant les facteurs de caractérisation les plus importants correspondent bien à ceux pour lesquels il existe de réels problèmes d'allocation de la ressource. Cela démontre la pertinence du modèle.

#### 4.4.2 Scores d'impacts pour les procédés de compensation

##### 4.4.2.1 Procédure de calcul

Dans cette section, des scores d'impacts liés à la compensation pour l'usage domestique sont présentés. L'équation 4.14 montre qu'il faut multiplier la donnée d'inventaire par le facteur suivant :  $AF_{i,dom} \times RM_{i,dom} \times CA_{dom} \times \alpha_i \times \Delta_i \times (I_{comp,k} - I_{i,k})$ .

Dans un premier temps, on s'intéressera à la première partie de ce facteur, commune pour toutes les catégories d'impacts :  $AF_{i,dom} \times RM_{i,dom} \times CA_{dom} \times \alpha_i \times \Delta_i$ . Le tableau 4.19 présente la valeur des différents paramètres pour chacun des pays étudiés.

**Tableau 4.19 Facteurs pour le calcul du score de compensation pour l'usage domestique pour différents pays**

Pays	Type d'eau	$AF_{i,dom}$	$CA_{dom}$	$\alpha_i$	$\Delta_i$	Ressource alternative
Arabie Saoudite	Type 2	0,100	1	1	0,94	Type 8
	Type 6	0,086		1	0,74	
Chine	Type 2	0,066*	1**	0,016	0,94	Type 8
	Type 6	0,066*		0,154	0,74	
Espagne	Type 2	0,177	1	0,269	0,94	Type 8
	Type 6	0,126		0,237	0,74	
France	Type 2	0,564	1	0,020	0,94	Type 8
	Type 6	0,085		0,138	0,74	
Pays-Bas	Type 2	0,320	1	0,433	0,94	Type 6
	Type 6	0,020		0,000	0,74	
USA	Type 2	0,199	1	0,059	0,94	Type 8
	Type 6	0,105		0,065	0,74	

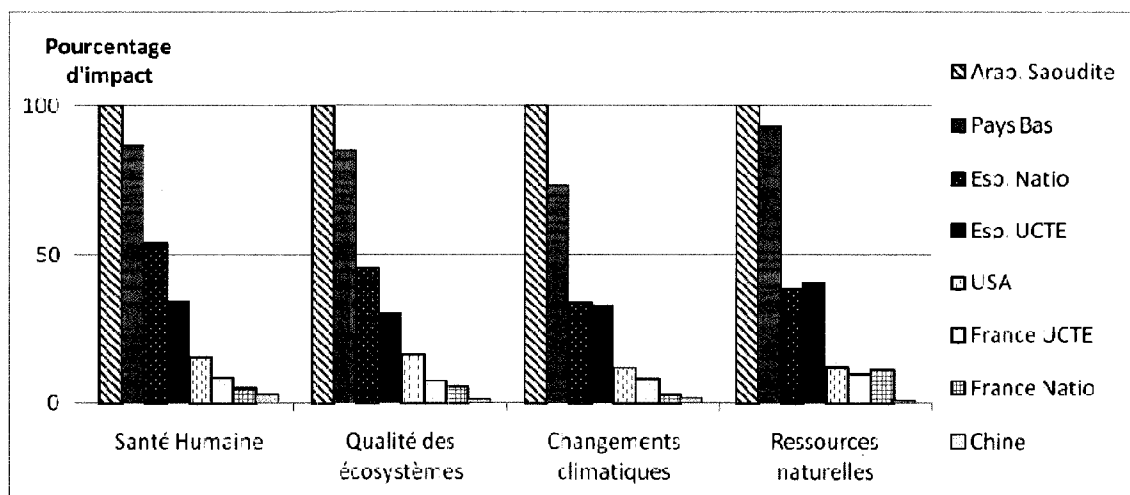
\* Les données sur la répartition des prélèvements ne distinguant pas le type d'eau, le modèle utilise les valeurs de la répartition des prélèvements pour l'ensemble des types d'eau. \*\*Aujourd'hui, le seuil de 100% d'accès à l'eau potable n'est pas atteint en Chine. Cependant, les résultats du scénario de compensation ont été calculés également pour ce pays où le taux de croissance est très important.

Les scores d'impacts  $I_{comp,k}$  et  $I_{i,k}$  ont été calculés pour les différentes régions en adaptant le mix énergétique en arrière plan. Pour l'Espagne et la France, les impacts additionnels

ont été calculés en utilisant les mix énergétiques nationaux et de l'UCTE. Pour les Pays-Bas, le mix UCTE a été utilisé.

#### 4.4.2.2 Variabilité géographique des résultats

Les valeurs d'impacts additionnels liées à la compensation pour l'usage domestique pour les catégories d'impacts problèmes et dommages de la méthode Impact 2002+ sont présentées à l'annexe C. Afin de faciliter l'analyse et l'interprétation des résultats, les figures 4.11 et 4.12 représentent les impacts (orientés dommages) relatifs des scénarios de compensation pour les différents pays.



**Figure 4.11 Comparaison relative des scores d'impact (dommages) des scénarios de compensation pour l'usage domestique lié à l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau type 2 (souterraine, bonne qualité)**

Les scores les plus élevés pour toutes les catégories d'impacts sont obtenus pour l'Arabie Saoudite. Bien que les prélèvements domestiques ne représentent que 10% des prélèvements totaux, c'est l'indice de rareté qui est responsable de ces scores élevés. Étant donné l'importance du manque d'eau dans cette région, tous les prélèvements additionnels devront être compensés. D'autre part, les impacts des filières de production d'eau potable en Arabie Saoudite sont élevés à cause du mix énergétique où le gaz naturel et le pétrole prévalent (voir annexe B).



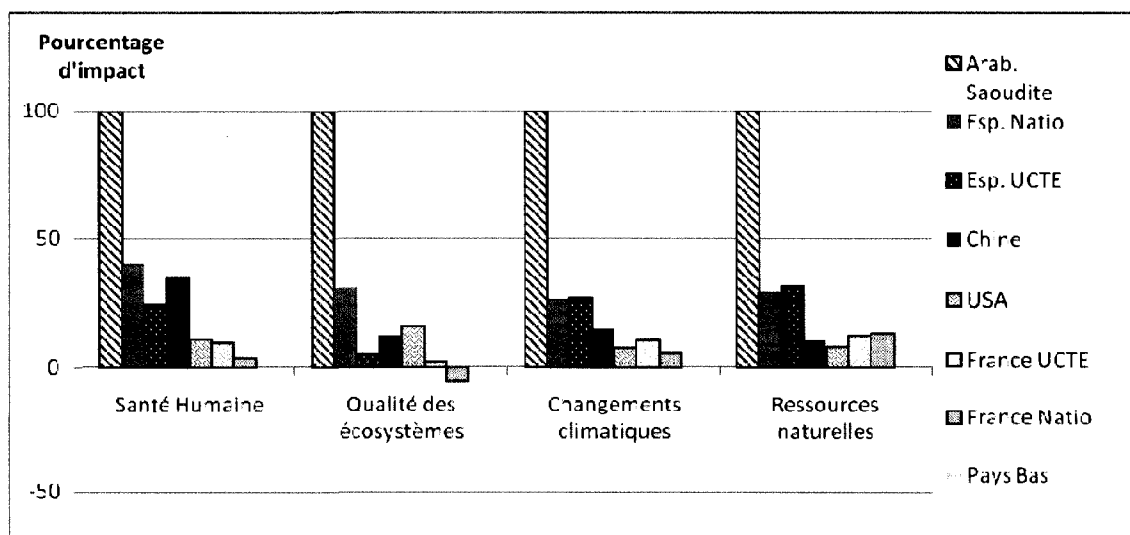
En second lieu, c'est pour les Pays-Bas que le score de compensation est le plus important. Cela peut paraître surprenant car la technologie de compensation utilisée dans ce cas est la nano-filtration, pourtant moins impactante que l'osmose inverse utilisée dans les autres pays. C'est la valeur élevée de l'indice de rareté qui explique ce phénomène. L'eau souterraine est très utilisée aux Pays-Bas, et il est donc nécessaire de compenser les prélèvements additionnels. De plus, les prélèvements domestiques représentent une part importante des prélèvements totaux (32 % voir tableau 4.19).

Les impacts sont importants en Espagne à cause de l'importance de l'indice de rareté.

Si les USA ont le quatrième score le plus élevé, c'est parce que l'eau souterraine est fortement employée pour l'usage domestique. Utiliser de l'eau souterraine affecte donc particulièrement cette activité.

Pour la France, les scores obtenus en utilisant le mix énergétique de l'UCTE sont plus importants que les scores obtenus en utilisant le mix national. Le charbon occupe une place importante dans le mix UCTE, alors que le mix français est principalement constitué de nucléaire, énergie ayant des impacts moindres.

Les scores de la Chine sont faibles car l'indice de rareté est faible pour ce type d'eau.



**Figure 4.12** Comparaison relative des scores de dommages des scénarios de compensation pour l'usage domestique liés à l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau type 6 (surface, mauvaise qualité)

Pour l'eau type 6, les prélèvements domestiques représentent entre 6,6% et 12,6% des prélèvements totaux. Ce facteur n'est donc pas le plus déterminant sur les résultats.

C'est à nouveau pour l'Arabie Saoudite que les scores sont le plus élevés, l'indice de rareté étant également maximal pour ce type d'eau.

C'est ensuite l'Espagne qui présente les scores de compensation les plus élevés pour les mêmes raisons. Enfin, on retrouve les USA et la Chine, puis la France.

Pour ce dernier pays, en considérant le mix énergétique national, on remarque qu'il y a un score d'impact négatif en ce qui concerne la qualité des écosystèmes. Cela s'explique par le fait que l'impact sur la qualité des écosystèmes du procédé d'osmose inverse est inférieur à celui du procédé de nano-filtration.

C'est l'indice de rareté qui est le principal contributeur des différences des scores d'impacts. Cette observation peut être corrélée à la réalité : c'est dans les régions où le stress hydrique est important que des procédés de compensations sont mis en place. Des usines de dessalement existent déjà depuis longtemps en Arabie Saoudite. L'Espagne et le sud des USA possèdent également des procédés alternatifs de production d'eau potable. Ce n'est pas encore le cas pour la France.

Il n'est malheureusement pas possible de confronter ces résultats avec la littérature. Aucune méthode ACV applicable ne propose une telle approche (scénario de compensation).

#### *4.4.2.3 Recommandation du type d'eau à utiliser*

Il est intéressant de comparer les impacts de la compensation liés à la consommation de 1 m<sup>3</sup> d'eau de type 2 et de type 6. Les figures 4.13, 4.14, 4.15 et 4.16 illustrent ce point.

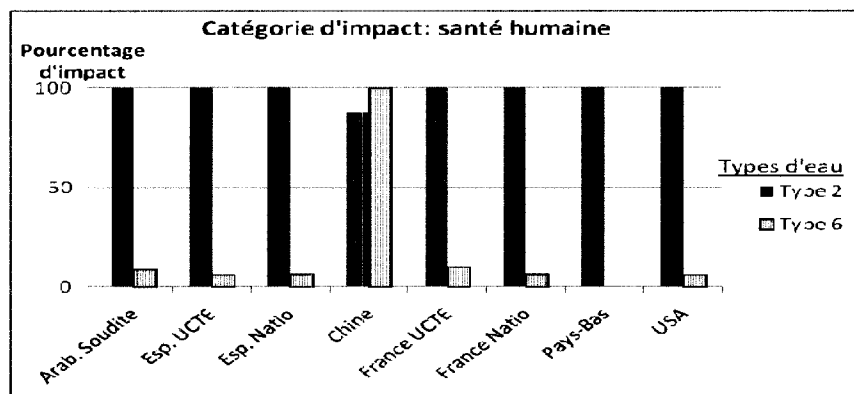


Figure 4.13 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de  $1\text{m}^3$  d'eau pour la catégorie de dommage santé humaine

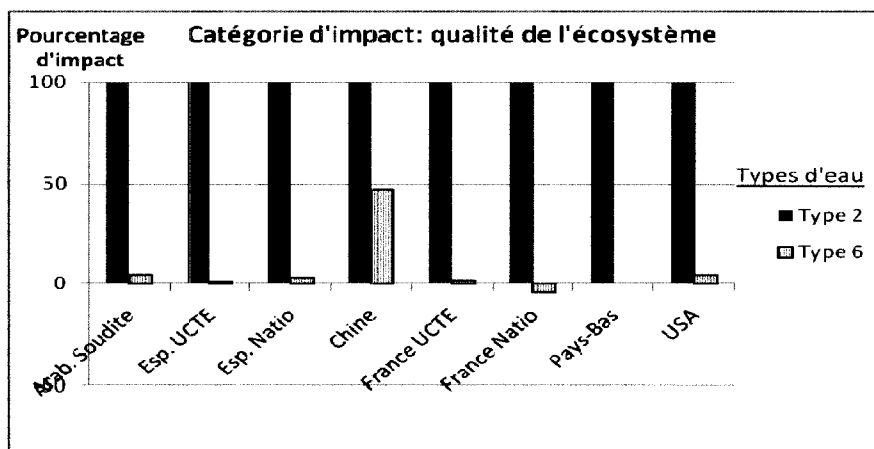


Figure 4.14 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de  $1\text{m}^3$  d'eau pour la catégorie de dommage qualité de l'écosystème

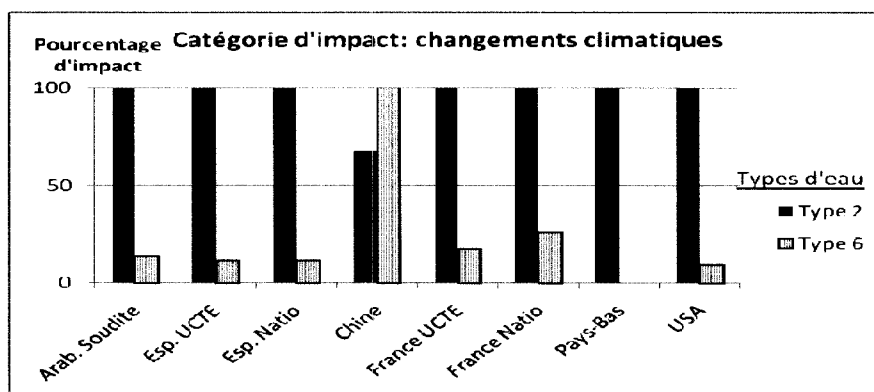
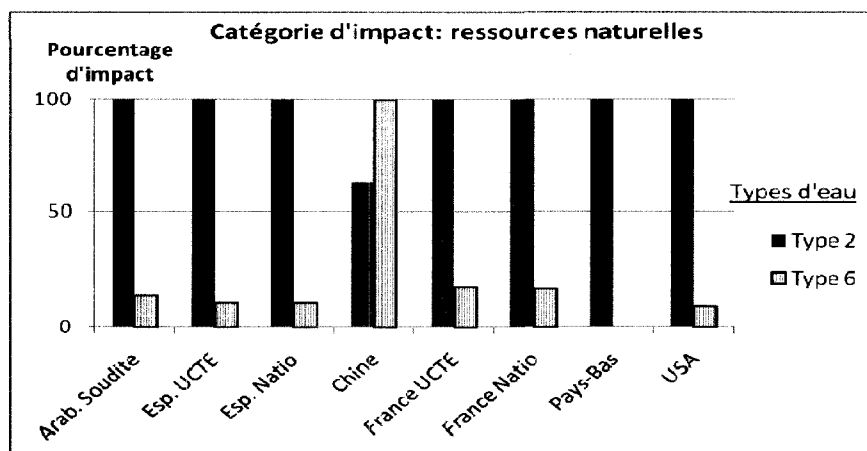


Figure 4.15 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de  $1\text{m}^3$  d'eau pour la catégorie de dommage changement climatique



**Figure 4.16 Impact relatif de la compensation pour l'eau domestique suite à la consommation de 1m<sup>3</sup> d'eau pour la catégorie de dommage ressources naturelles**

Globalement, c'est l'utilisation de l'eau type 2 (souterraine - bonne qualité) qui génère le plus d'impacts. En effet, lorsque le scénario de compensation remplace de l'eau type 6 (surface - mauvaise qualité), la différence entre les impacts additionnels et les impacts évités est moins importante. Si de l'eau type 6 est consommée, on ne sera pas en mesure de produire de l'eau potable avec cette eau. Les impacts liés au procédé de nano-filtration sont ainsi évités. En revanche, si de l'eau type 2 est consommée, ce sont les impacts du procédé de traitement conventionnel qui sont évités. Ces impacts étant moins importants, l'impact additionnel total est plus important. Dans tous ces pays, afin de diminuer les impacts de la compensation pour l'eau domestique, il est donc recommandé d'utiliser de l'eau type 6, soit de l'eau de surface de mauvaise qualité.

Ce constat n'est pas respecté pour la Chine en ce qui concerne les impacts sur la santé humaine, les changements climatiques et les ressources naturelles. Pour ces catégories d'impact, c'est l'utilisation d'eau type 2 qui génère le moins d'impacts. Cela s'explique par la faible valeur de l'indice de rareté pour l'eau type 2. Étant donné que le ratio de criticité est très proche de la valeur seuil de 0,1, son utilisation ne génère pas systématiquement la mise en place d'un processus de compensation. Cette observation n'est pas respectée pour la catégorie de dommage « qualité de l'écosystème » pour laquelle l'impact de l'utilisation de l'eau type 2 est plus importante. Dans un premier

temps, il est donc délicat de faire une recommandation sur le type d'eau à utiliser de préférence dans ce pays. Nous avons donc procédé à la normalisation des impacts à l'aide des facteurs de normalisation de la méthode Impact 2002+, puis à une pondération (facteurs de pondérations de 1 pour toutes les catégories d'impact). Il se trouve que la catégorie d'impact « qualité de l'écosystème » à une contribution minime dans la valeur du score unique. Pour la Chine, on recommande donc autant que possible l'utilisation d'eau type 2, soit l'eau souterraine de bonne qualité. C'est la disponibilité de la ressource qui justifie ce choix. Cette recommandation doit être considérée prudemment : le contexte local doit être en accord avec cette hypothèse de disponibilité. Dans la section 2.1.4.1, il a été précisé qu'il existait des aquifères menacés en Chine.

Il n'est malheureusement pas possible de confronter ces résultats avec la littérature. Il n'existe pas d'indicateur environnemental permettant de comparer les impacts de l'utilisation des différents types de ressources.

#### *4.4.2.4 Limites*

Les procédés de compensation ont été modélisés uniquement pour l'activité domestique. En réalité, la consommation d'eau prive tous les utilisateurs et il faut donc calculer les impacts de la compensation pour chacune des activités. Les scores d'impacts additionnels présentés plus haut ne sont donc qu'une partie des scores d'impacts totaux de tous les processus de compensation. Il faut, par exemple, ajouter les impacts de l'importation de nourriture, du changement de moyen de transport des marchandises, etc.

Les recommandations faites à la section précédente ne sont donc pas définitives. Elles le seront lorsque tous les procédés de compensation seront comptabilisés. Le score d'impact additionnel risque notamment d'augmenter fortement pour l'eau type 6 qui possède une fonctionnalité plus importante (ex : production d'énergie, transport, etc.).

Enfin, il existe une incertitude importante sur les résultats des scores de compensations proposés plus haut. Bien que l'estimation de ces incertitudes ne fasse pas partie des objectifs du projet, celles-ci peuvent avoir, entre autres, pour origines les raisons suivantes :

- Choix du procédé de compensation.
- Approximation des processus élémentaires.
- Variabilité géographique des procédés de traitement d'eau.
- Incertitudes sur les données hydrologiques.

Dans ce chapitre ont été présentés les différents éléments de la chaîne cause-effet qui ont été modélisés. Après avoir présenté les différentes équations régissant le modèle, ce dernier a été testé. La comparaison avec d'autres indicateurs existants a permis de démontrer la pertinence des résultats, même si des améliorations sont encore nécessaires, notamment sur le choix de l'échelle géographique. Les résultats ont cependant permis de recommander le type d'eau à utiliser en priorité afin de limiter les impacts liés à l'utilisation de cette ressource.

## **Chapitre 5      Développements futurs : développement des autres facteurs de caractérisations problèmes**

Le cadre d'étude proposé au chapitre 3 propose deux autres nouveaux indicateurs d'impacts orientés problème : « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » et « épuisement de la ressource eau ». Ce chapitre propose des pistes pour le développement de facteurs de caractérisations pour ces catégories d'impacts.

### **5.1 Modélisation de la privation de la ressource eau pour les écosystèmes**

La seconde principale voie d'impact concerne le manque d'eau pour les écosystèmes. La baisse de disponibilité de la ressource eau diminue la taille de l'habitat aquatique et modifie l'habitat terrestre (exemple : désertification). La catégorie d'impact problème « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » a été proposée pour agréger ces impacts. Ainsi que suggéré dans la section 3.2.4.2, le calcul de cette catégorie d'impact doit prendre en compte deux paramètres : la rareté et la valeur écologique de la ressource.

#### **5.1.1 Facteur de rareté**

Si la ressource est surexploitée dans une région donnée, un prélèvement additionnel aura plus d'impact que si la ressource est très abondante. Le score d'impact doit prendre en compte la valeur de l'indice de rareté  $\alpha_i$ .

#### **5.1.2 Valeur écologique de la ressource**

Toutes les ressources ne jouent pas le même rôle dans l'écosystème. La valeur écologique d'un type d'eau est notamment fonction des paramètres suivants :

- Type de ressource : le rôle d'habitat de la ressource est plus important dans un lac ou une rivière que dans un canal. Son utilisation a donc des impacts

supérieurs sur la biodiversité. De même, l'eau d'un aquifère fossile a moins d'importance que l'eau souterraine située à faible profondeur, accessible aux racines des plantes. L'utilisation de ce dernier type de ressource sera donc plus impactante. Il est nécessaire d'attribuer un indice différent à chaque type de ressource.

- Qualité de la ressource : si l'eau est fortement polluée, la vie ne peut s'y développer. Utiliser une ressource polluée privera donc les écosystèmes de façon moindre. L'indicateur de qualité proposé précédemment n'est pas adapté ici car il se rapporte à la qualité d'eau requise pour les usages humains (eau potable). Les exigences de qualité pour les écosystèmes ne sont pas les mêmes.
- Aridité de la région : 1 m<sup>3</sup> d'eau d'une oasis joue un rôle de support à la vie plus important que 1 m<sup>3</sup> d'eau situé dans un lac du Canada. La disponibilité relative de la ressource est également à considérer

La valeur écologique est fonction du type d'eau  $i$  (type de ressource et qualité) et de la localisation géographique (aridité). Un travail est à présent nécessaire afin de déterminer des indices permettant de quantifier chacun de ces paramètres. Cela permettra de définir pour chaque région un indice de valeur écologique  $\beta_i$  pour chaque type d'eau.

### 5.1.3 Calcul du facteur de caractérisation

Le facteur de caractérisation peut alors être calculé suivant l'équation 5.1

$$FC_i = \alpha_i \times \beta_i \quad \text{Équation 5.1}$$

Avec  $FC_i$  : Facteur de caractérisation pour la catégorie d'impact « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » pour l'eau type  $i$  (en m<sup>3</sup> - eau équivalent - indisponible pour les écosystèmes/m<sup>3</sup> eau type  $i$ ).

$\alpha_i$  : indice de rareté pour l'eau type  $i$  (sans dimension).

$\beta_i$  : indice de valeur écologique pour la ressource type  $i$  (en m<sup>3</sup> - eau équivalent/m<sup>3</sup> - eau type  $i$ ).



Le résultat de cette catégorie d'impact s'exprime en « m<sup>3</sup> - eau équivalent - indisponible pour les écosystèmes ». Les futurs développements devront se concentrer sur la définition d'un indice de valeur écologique applicable.

## 5.2 Modélisation de l'épuisement de la ressource

### 5.2.1 Principe

La dernière voie d'impact quantifie l'épuisement de la ressource eau. Une utilisation abusive de la ressource fait « disparaître » durablement celle-ci du bassin versant et prive donc les futures générations de cette ressource. L'indicateur d'impact « épuisement de la ressource » doit comptabiliser la diminution durable de la quantité d'eau dans le bassin versant.

La quantité d'eau diminue de manière durable dans le bassin si la totalité des usages consommant excède le taux de renouvellement de la ressource. A partir de ce seuil, chaque usage consommant contribue à l'épuisement de la ressource.

### 5.2.2 Calcul de l'indicateur d'impact

Ainsi, le facteur de caractérisation peut s'exprimer ainsi :

FC = 1 (sans dimension) si le taux d'usage consommant excède le taux de renouvellement.

FC = 0 (sans dimension) si le taux de renouvellement excède le taux d'usage consommant.

Pour cet indicateur, les types d'eau ne sont pas distingués. Le taux de renouvellement utilisé correspond au taux de renouvellement pour l'ensemble de la ressource.

Le flux élémentaire pour le calcul de cet indicateur d'impact est l'usage consommant. Ainsi, le score d'impact peut être calculé ainsi :

$$I_{\text{épuisement}} = FC \times \sum_i C_i \quad \text{Équation 5.2}$$

Avec  $I_{\text{épuisement}}$  : indicateur d'impact pour l'épuisement de la ressource eau (en  $\text{m}^3$  épuisés)

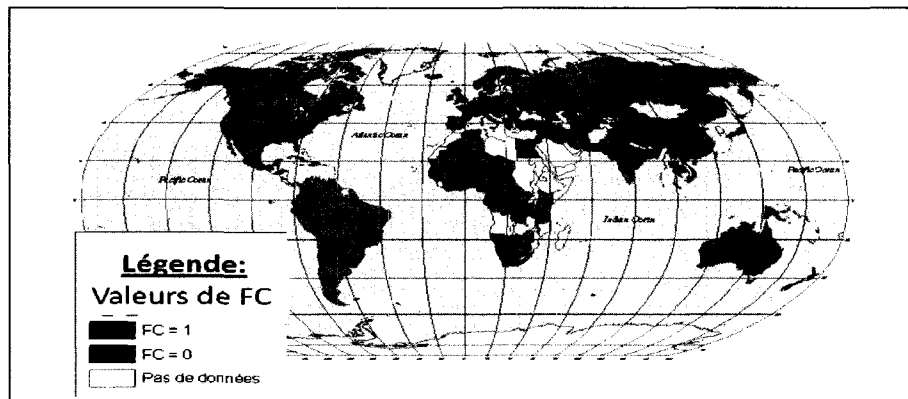
FC : facteur de caractérisation (sans dimension).

$\sum_i C_i$  : usage consommant de la ressource (en  $\text{m}^3$ ).

Le résultat est exprimé en  $\text{m}^3$  épuisé.

### 5.2.3 Application

Il n'existe pas d'information sur les volumes d'usages consommants dans les différentes régions. Afin de proposer une application de cet indicateur, les données de prélèvements ont été utilisées. On considère qu'il y a épuisement à partir du moment où le taux de prélèvement excède le taux de renouvellement (cela correspond à un indice de rareté de 1). La figure 5.1 permet de visualiser les pays concernés.



**Figure 5.1 Pays dans lesquels l'usage consommant de la ressource entraîne l'épuisement de la ressource**

L'épuisement de la ressource apparaît en Afrique du Nord, au Proche Orient et en Asie Centrale. Ces régions ont été identifiées comme présentant des problèmes importants de disponibilités de la ressource.

Un modèle simplifié a été présenté pour quantifier l'épuisement de la ressource. Il est maintenant nécessaire de disposer de données supplémentaires pour améliorer les résultats.

## Chapitre 6 Discussion générale

Ce chapitre présente les éléments de discussion sur l'ensemble du travail effectué au cours de ce projet.

### 6.1 Retour sur le cadre d'étude

La revue de littérature relative à l'état de la ressource eau a permis d'identifier les impacts liés à son utilisation. L'étude des méthodes existantes pour la considération des ressources abiotiques en ACV a permis de donner des pistes pour élaborer le cadre d'étude.

Afin d'établir le cadre d'étude, la question suivante a été posée : qu'est ce qui est affecté par l'utilisation de la ressource? Le rôle fonctionnel de la ressource a été privilégié, tel que suggéré par les recommandations pour la prise en compte des ressources en ACV (Lindeijer *et al.*, 2002). A ce titre, la considération des ressources abiotiques en tant que catégorie d'impact est discutable car leur valeur intrinsèque n'est pas évidente à identifier. Même si, dans ce projet, il a été choisis de garder cette catégorie d'impact afin d'être en phase avec les recommandations de l'Initiative pour le Cycle de Vie (Margni *et al.*, 2008), il a été précisé que cette catégorie pouvait être supprimée.

Le cadre d'étude propose de comptabiliser les impacts de la compensation liés à la raréfaction de la ressource. Cela s'inspire de l'approche proposée par Müller-Wenk (1999) pour comptabiliser les impacts de l'utilisation des ressources abiotiques : l'agrégation basée sur les impacts environnementaux causés par les hypothétiques procédés futurs.

Pour certaines voies d'impact, la compensation n'est pas envisageable, mais des impacts environnementaux sont malgré tout engendrés. C'est ce que Stewart et Weidema (2005) appellent les « impacts indirects ». Ceux-ci sont comptabilisés par les trois nouveaux indicateurs d'impacts problèmes présentés.

Il existe plusieurs types d'utilisation de la ressource eau affectant différemment sa disponibilité (Owens, 2001). Le cadre d'étude propose de distinguer les types

d'utilisation au cours de la phase d'inventaire. L'intensité des impacts est fonction du type d'utilisation de la ressource.

La revue de la littérature a permis de mettre en avant la variabilité géographique des impacts liés à l'utilisation de la ressource eau. Le cadre d'étude proposé intègre cet aspect. La disponibilité de la ressource est considérée tout au long de la chaîne cause-effet. Cela rejoint l'approche pour la quantification des impacts de l'utilisation des ressources abiotiques consistant à agréger les impacts selon la mesure des stocks et, ou, de la consommation de la ressource (Heijungs *et al.*, 1992; Fava *et al.*, 1993; Guinée et Heijungs, 1995). L'intensité des impacts varie avec le contexte géographique.

L'eau a différentes utilisations possibles variant avec la qualité et le type de ressource (Nixon *et al.*, 2000). La fonctionnalité de la ressource est prise en compte tout au long de la chaîne cause-effet. L'intensité des impacts varie avec la qualité et le type de ressource utilisé.

## **6.2 Retour sur la modélisation**

Des développements pour la quantification des impacts ont été présentés au chapitre 4. Ils concernent le manque d'eau pour les usages humains. Ce chapitre a permis de démontrer l'applicabilité du cadre d'étude proposé.

Le modèle prend en compte la variabilité des types d'usage de la ressource. L'intensité des impacts est fonction du type d'utilisation de la ressource.

Les procédures de quantification des impacts prennent en compte la rareté de la ressource, mais aussi le niveau de développement de la région à l'étude. Les résultats ont montrés que le contexte géographique a une grande importance sur l'intensité des impacts. D'autre part, il existe une corrélation entre les zones où les problèmes de ressources en eau sont identifiés et les résultats présentés.

Selon le type d'eau utilisé, la fonctionnalité de la ressource varie. L'intensité des impacts varie avec la qualité et le type de ressource utilisé.

Le modèle développé doit cependant être complété et amélioré. A ce titre, les trois points de discussions suivants sont à mentionner :

#### *Variabilité géographique et temporelle*

Il a été démontré que l'échelle choisie du pays n'est pas la plus adaptée. Un important travail de recherche et de collecte de données est à effectuer pour élaborer des facteurs de caractérisation à une échelle croisant le bassin versant et le pays.

La ressource eau présente une importante variabilité temporelle. La disponibilité de la ressource varie de manière saisonnière, mais aussi au cours des années notamment du fait des changements climatiques. Les changements structurels dans une région modifient le taux d'utilisation de la ressource. Le développement de méthodes ACV prenant en compte la dimension temporelle est aujourd'hui d'actualité. La ressource eau est concernée par cette problématique.

#### *Modélisation des procédés de compensation*

Afin d'augmenter la représentativité des scénarios de compensation, il est nécessaire de les quantifier pour d'autres activités que l'usage domestique, soit l'usage agricole, industriel, énergétique, de transport, de pêche et de loisirs. L'emphasis doit être portée sur l'activité agricole : à l'échelle de la planète, elle représente 70% des prélèvements d'eau, et 70% de ces prélèvements sont utilisés dans un usage consommant (World Resource Institute, 2003). L'importation de nourriture mais aussi la modification du type ou des techniques de cultures doivent être modélisés.

Pour modéliser les procédés de compensation, une approche attributionnelle a été proposée dans ce mémoire : on associe à la compensation l'ensemble des procédés possiblement sollicités pour pallier le manque. Toutefois, selon le type d'ACV réalisée, une approche conséquentielle peut être privilégiée. Pour chaque étude de cas, il s'agit d'étudier en détail le contexte local afin de constater dans un premier temps quels sont exactement les utilisateurs affectés par la baisse de la disponibilité de la ressource et

dans quelle mesure et, dans un second temps, quels sont les procédés technologiques utilisés pour pallier ce manque.

### *Estimation des incertitudes*

Lorsque d'avantages de liens cause-effet seront modélisés, il s'agira d'identifier toutes les causes possibles d'incertitudes sur les résultats, et ainsi de proposer une méthode de quantification de celles-ci. L'étude des incertitudes en ACV est très importante car elle permet de relativiser les résultats, spécialement dans le cas d'ACV comparatives. En fonction des intervalles de confiance des résultats, les recommandations sur le type d'eau à utiliser en priorité pourraient être modifiées.

## **6.3 Liens avec les dommages**

Afin de suivre les recommandations de l'Initiative pour le Cycle de Vie concernant l'approche problème/dommage de l'ÉICV (Jolliet and Müller-Wenk 2004), les nouveaux indicateurs d'impacts doivent être reliés aux différentes catégories de dommages. Tel que cela a été précisé à la section 3.2.3.3, ce n'est pas l'objectif de ce projet de définir l'ensemble d'indicateurs de dommages qui doit être choisi. Il a été décidé de suivre les recommandations données par l'Initiative pour le Cycle de Vie (Margni *et al.*, 2008). L'ensemble des catégories de dommages a pour avantage d'être très complet : toutes les catégories existantes dans toutes les méthodes EICV sont représentées.

Il est possible de modifier cet ensemble de catégorie de dommage afin d'adapter la méthode proposée à d'autres méthodes EICV (ex : santé humaine, qualité de l'écosystème, changements climatiques et ressources naturelles pour Impact 2002+).

Le tableau 6.1 détaille les différentes catégories d'impacts ainsi que les unités à utiliser.

Tableau 6.1 Description des catégories de dommages (tiré de Margni *et al.*, 2008)

Aires de protection	Dommmages liés à une valeur intrinsèque	Dommmages liés à une valeur fonctionnelle	Dommmage mesuré	Indicateurs possibles
Vie humaine	Santé humaine		Mortalité et morbidité	Nombre et âge de mort, durée des maladies, DALY
		Travail et productivité	Perte de productivité	Généralement non-considéré
Environnement biotique	Biodiversité		Disparition des espèces	PDF.m <sup>2</sup> .an
		Productivité biotique	Perte de productivité biotique	Production primaire nette
Environnement abiotique	Environnement naturel abiotique (ex : rapides)			Environnement naturel biotique comme proxy
		Ressources naturelles abiotiques	Dommmages sur la biodiversité et le bien-être humain	Energie (surplus de Méga Joules)
		Environnement abiotique humain (ex : bâtiments)	Destruction physique	Coût de réparation

Les liens entre les nouvelles catégories d'impacts problèmes et les catégories de dommages ont été brièvement mentionnés à section 3.2.4. Les sections suivantes reprennent ces liens en proposant des pistes pour le calcul. Étendre la modélisation jusqu'aux dommages est un travail conséquent pour l'établissement d'une méthode complète.

### 6.3.1 Liens « privation de la ressource eau pour les usages humain » - vie humaine

#### 6.3.1.1 Lien « privation de la ressource eau pour les usages humain » - santé humaine

Les impacts sur la santé humaine sont communément calculés en DALY (Disability Adjusted Life Year). Pour convertir les « m<sup>3</sup> - eau potable équivalent - indisponible pour

les usages humains » en DALY, on propose de revenir une étape en arrière dans la chaîne cause-effet. À partir de l'allocation de la fonctionnalité, la baisse de rendement doit être calculée pour les activités suivantes : domestique, agriculture et pêche. À partir des statistiques de mortalité suite à la malnutrition ou au non-accès à l'eau potable, les impacts de cette baisse de rendement sur la santé humaine peuvent être estimés.

#### *6.3.1.2 Lien « privation de la ressource eau pour les usages humain » - travail*

Les impacts sur le travail sont mesurés en perte de productivité. Il faut procéder de la même manière pour convertir l'indicateur problème en dommage : la baisse de rendement pour les activités industrie, énergie, transport et loisirs doit être mesurée. La perte économique générée peut être traduite en perte de productivité.

Il faut cependant être prudent avec cet indicateur. D'une part, aucune méthode applicable n'utilise cet indicateur de dommage. D'autre part, la perte de productivité pour les activités mentionnées plus haut pourrait se traduire en une diminution de la qualité de vie et donc se répercuter sur la santé humaine. Enfin, les impacts sur le travail appartiennent d'avantage à la sphère sociale qu'à la sphère environnementale. C'est pour ces raisons que ce lien avait été mentionné comme potentiel à la figure 3.2.

### **6.3.2 Liens « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » - environnement biotique**

#### *6.3.2.1 Lien « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » - biodiversité*

Les impacts sur la biodiversité sont en général comptabilisés en PDF.m<sup>2</sup>.an (PDF : Potentially Disappeared Fraction of species), unité dans laquelle il s'agit de convertir les « m<sup>3</sup> - eau équivalent - indisponible pour les écosystèmes ».

Des degrés d'aridité distinguant les régions peuvent être définis. Un ensemble d'espèces représentatif est attribué à chaque degré d'aridité. Lorsque la quantité d'eau disponible pour les écosystèmes diminue, le degré d'aridité augmente. Le pourcentage d'espèces appartenant au degré d'aridité actuel et n'appartenant pas au degré d'aridité supérieur peut être considéré comme le pourcentage d'espèces disparues. Cette valeur constitue



alors le PDF. Dépendamment comment est défini l'indice de valeur écologique, il faut toutefois veiller à éviter les doubles comptages. Mettre en place cette méthode demande un travail considérable. La difficulté est notamment de définir une liste d'espèces représentatives de l'état d'aridité.

L'autre option actuellement développée par Van Zelm *et al.* (2008) consistant à combiner un facteur de devenir et un facteur d'effet a été présentée à la section 3.2.4.2.

#### *6.3.2.2 Lien « privation de la ressource eau pour les écosystèmes » - production biotique*

La production biotique correspond à la quantité de biomasse produite. Elle est mesurée en « production nette primaire ». En fonction du type de végétation existant dans la région à l'étude, les besoins en eau peuvent être estimés. La quantité d'eau indisponible pour les écosystèmes permet d'estimer la baisse de rendement de la production de biomasse, et peut alors être convertie en perte de production nette primaire. Cet indicateur ne doit cependant pas comptabiliser la perte de production agricole, car ces impacts sont pris en compte par la santé humaine.

### **6.3.3 Liens « épuisement de la ressource eau » - environnement abiotique**

#### *6.3.3.1 Lien « épuisement de la ressource eau » - environnement naturel*

L'environnement naturel décrit la valeur intrinsèque que peut avoir une ressource abiotique. En ce qui concerne la ressource eau, l'exemple fréquemment cité est la valeur intrinsèque que peut avoir un rapide, une cascade ou un lac. L'épuisement de la ressource affecte ces éléments. À ce jour, aucun indicateur n'a été proposé pour quantifier cette catégorie de dommage. Le lien est donc ici qualifié de potentiel.

#### *6.3.3.2 Lien « épuisement de la ressource eau » - ressources naturelles abiotiques*

La plupart des méthodes EICV prennent en compte l'épuisement des ressources abiotiques. Les ressources considérées sont principalement les ressources énergétiques

fossiles et les ressources minérales. Les méthodes de quantification des impacts existantes ont été présentées à la section 2.3.1.3.

Il est recommandé de s'inspirer la méthode introduite par Müller-Wenk (1999) consistant à mesurer la quantité d'énergie nécessaire pour exploiter la ressource dans le futur. La technologie ultime est le dessalement. La valeur de 3300 Wh/m<sup>3</sup> d'eau potable aidera à construire le facteur de caractérisation. Les mouvements de population permettant la baisse de la consommation de la ressource et donc la régénération de celle-ci peuvent également être considérés comme un scénario permettant d'exploiter la ressource dans le futur. Estimer la quantité d'énergie nécessaire pour appliquer ce scénario est plus complexe.

#### *6.3.3.3 Lien « épuisement de la ressource eau » - environnement humain*

L'environnement humain décrit l'ensemble des infrastructures ou des objets produits par les hommes. L'épuisement de la ressource contribue à vider les réservoirs et les lacs artificiels : l'environnement humain est affecté. Cependant, il n'existe pas de méthode applicable pour mesurer ces impacts. Ce lien est également considéré comme potentiel.

Peu de recherches ont été faites à ce jour pour le développement d'une méthode permettant de prendre en compte les impacts de l'utilisation de la ressource eau en ACV. Ce projet a permis de poser les bases d'une telle méthode. Il a également permis de mettre en relief un certain nombre de points de discussions. Les recherches doivent donc se poursuivre pour compléter cette méthode. Fournir une méthode complète applicable est notamment l'objectif du groupe de travail assessment of Water Use and Consumption within LCA (WULCA) accrédité par l'Initiative pour le Cycle de Vie (Koehler et Aoustin, 2008). Les travaux de ce groupe de travail se poursuivront au cours des trois prochaines années. D'autre part, continuer le développement de cette méthode fait également partie du mandat de la Chaire Internationale en Analyse du Cycle de Vie du CIRAIG.

## **Chapitre 7 Conclusion et recommandations**

L'objectif de ce projet de maîtrise était de proposer les premières pistes pour le développement d'une méthode permettant de prendre en compte les impacts de l'utilisation de la ressource eau en Analyse du Cycle de Vie. De manière plus générale, il n'existe pas de consensus sur la manière dont doivent être comptabilisés les impacts de l'épuisement des ressources naturelles.

Dans une première partie, un cadre d'étude a été proposé. Après avoir défini les différents types d'utilisation et ainsi proposé une amélioration de la méthode d'inventaire, trois éléments de protection ont été identifiés. L'eau a pour but de soutenir les activités humaines, mais aussi le développement des écosystèmes. Enfin, il est nécessaire de bénéficier d'une ressource en quantité suffisante pour les besoins futurs. Ces principes ont servi de base pour l'élaboration d'une chaîne cause-effet dans laquelle trois principales voies d'impact et trois nouveaux indicateurs orientés problèmes ont été introduits. Deux principales recommandations sont à tirer de l'élaboration de ce cadre d'étude :

- Durant la phase d'inventaire du cycle de vie, l'eau sortant du système de produit doit être quantifiée. Cette étape est indispensable pour différencier les types d'utilisation de la ressource, et ainsi la modification de la disponibilité de celle-ci. Les bases de données génériques couramment utilisées par les praticiens doivent compléter les données dans ce sens.
- En ce qui concerne l'évaluation des impacts, la catégorie de dommages ressources abiotiques pourrait être supprimée des différentes méthodes. On peut considérer que ces dernières jouent un rôle de support aux activités humaines et aux écosystèmes. Leur utilisation et leur épuisement pourraient donc ultimement être traduits en impacts sur la vie humaine et sur la qualité de l'écosystème. La valeur intrinsèque de ces deux éléments est en effet reconnue de manière universelle.

Dans un second temps, certains éléments de la chaîne cause-effet ont été modélisés. Une méthode pour calculer la « privation de la ressource eau pour les usages humains » a été développée. Le score de cet indicateur dépend notamment de la capacité d'adaptation du pays, de la rareté, de la fonctionnalité et de la qualité de la ressource. Par ailleurs, le scénario de compensation lié au manque d'eau pour les activités domestiques a été modélisé pour certains pays. Les observations et recommandations suivantes peuvent être faites :

- Distinguer les types d'utilisation de la ressource mais aussi les types d'eau est essentiel car ces paramètres influent sur l'intensité des impacts engendrés.
- La disponibilité de la ressource est le paramètre le plus influent sur les résultats donnés par le modèle. Les conséquences identifiées d'une utilisation intensive de l'eau ayant lieu dans des régions en manque d'eau, cet aspect du modèle est justifié.
- La capacité d'adaptation joue également un rôle important car elle détermine le scénario à adopter et donc la nature des impacts. La méthode de seuil utilisée dans ce projet pourrait être affinée.
- Il est nécessaire d'obtenir des données hydrologiques à l'échelle du bassin versant afin de pouvoir calculer les facteurs de caractérisation à l'échelle la plus adaptée : le croisement entre le pays et le bassin versant.

Suite à ces remarques, on peut affirmer que l'hypothèse de recherche est validée : l'intensité des impacts environnementaux reliés à l'utilisation de la ressource eau est fonction du type d'utilisation, du contexte géographique et du type et de la qualité de la ressource.

Il est finalement intéressant d'illustrer les applications potentielles de l'outil créé à travers différents exemples. Une entreprise souhaite installer une nouvelle activité nécessitant l'usage d'eau. Il est possible de comparer les impacts de l'utilisation de la ressource selon le lieu où l'on se trouve. Cette méthode peut alors être utilisée comme un

outil d'aide à la décision pour le choix de la localisation de l'activité. D'autre part, la méthode permet de fournir des informations sur le type d'eau à utiliser afin de minimiser les impacts : c'est donc également un outil d'aide à la décision quand au type d'eau à utiliser. Cependant, il faut rester prudent quand à l'utilisation des résultats quantitatifs obtenus : d'une part, tous les impacts ne sont pas encore modélisés (ex : écosystèmes, liens avec les dommages), d'autre part, le modèle n'est pas encore assez précis (ex : échelle de régionalisation). De nombreux développements sont donc encore nécessaires avant de pouvoir appliquer concrètement cet outil.

## Références

ABU ZEID, M. (1989). Environmental impacts of the Aswan high dam. A Case study. Water Resources Development 5(3) p.149-153.

ALCAMO, J., DOLL, P., HENRICHS, T., KASPAR, F., LEHNER, B., ROSCH, T. et SIEBERT, S. (2003a). Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. Hydrological Sciences Journal 48(3) p.317 - 337.

ALCAMO, J., DÖLL, P., HENRICHS, T., KASPAR, F., LEHNER, B., ROSCH, T. et SIEBERT, S. (2003b). Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. Hydrological Sciences Journal 48(339-348).

ALCAMO, J., DOLL, P., KASPAR, F. et SIEBERT, S. (1997). Global change and global scenarios of water use and availability : an application of WaterGAP 1.0. Kassel, Germany, University of Kassel, 47p.

BANQUE MONDIALE (2001). China : Air, Land and Water. Washington, Banque Mondiale.

BARE, J. (2003). Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI) : User's Guide and System Documentation. Cincinnati, Ohio, United States Environmental Protection Agency, p79.

BAUER, C., FLINT, W., KIRK, B., MILA I CANALS, L., WEIDEMA, B. et ANTON, A. (2007). Impact Category Natural Resource Use : Freshwater, UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Non-publié.

BAUER, C. et ZAPP, P. (2005). Towards Generic Factors for Land Use and Water Consumption. Life Cycle Assessment of Metals : Issues and Research Directions. A. Dubreuil. Pensacola, USA, SETAC - USA.

BEAVIS, P. et LUNDIE, S. (2003). Integrated environmental assessment of tertiary and residuals treatment - LCA in the wastewater industry. Water Science and Technology 47(7-8) p.109-116.

BRENT, A. (2004). A Life Cycle Impact Assessment Procedure with Resource Groups as Areas of Protection. International Journal of Life Cycle Assessment 9(3) p.172-179.

BROWN, L. (2001). Chinese water Table Torture. China's Water table levels are dropping fast. Water Magazine.

BURTON, J. (2005). La gestion intégrée des ressources en eau par bassin. Eaux et Territoires - tensions, coopération et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy.

CENTRE OF ENVIRONMENTAL SCIENCE - LEIDEN UNIVERSITY (CML) (2001). Life cycle assesment, An operational guide to the ISO standards (Final report) - Part 1 LCA in perspective + Part 2a Guide, 101 p.

CONSEIL MONDIAL DE L'EAU (2000a). Déclaration ministérielle sur la sécurité de l'eau au XXIème siècle. La Haye, Pays Bas.

CONSEIL MONDIAL DE L'EAU (2000b). Vision mondiale de l'eau - L'eau : L'affaire de tous. La Haye, Pays Bas.

DÖLL, P., KASPAR, F. et LEHNER, B. (2003). Global hydrological model for deriving water availability indicators : model testing and validation. J. Hydrol 270 p.105-134.

ELHANCE, A. (1997). Conflict and cooperation over water in the Aral Sea Basin. Studies in conflict and Terrorism 20(4).

EUROPEAN PARLIAMENT (1998). Directive 98/8/EC. European Parliament.

FALKENMARK, M., LUNDQVIST, J. et WIDSTRAND, C. (1989). Competing freshwater and ecological services in the river basin perspective : an expanded conceptual framework. Water Int 25 p.172-177.

FAO (2003). Review of world water resources by country. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations, [en ligne]. Disponible : <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/wr23e.pdf>

FAO (2006a). Food Security Statistics [en ligne]. Disponible : <http://www.fao.org/>

FAO (2006b). Water Monitoring Mapping Existing Global Systems & Initiatives. Stockholm, UN Water, [en ligne]. Disponible : [http://www.unwater.org/downloads/UNW\\_MONITORING\\_REPORT.pdf](http://www.unwater.org/downloads/UNW_MONITORING_REPORT.pdf)

FAO (2007). Aquastat [en ligne]. Disponible : <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html>

FAO (2008). Crop Prospect and Food Situation. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations, p. [en ligne].

FAVA, J., CONSOLI, F., DENISON, R., DICKSON, K., MOHIN, T. et VIGON, B. (1993). A Conceptual Framework for Life-Cycle Assessment. Pensacola, SETAC, p.



FINNVEDEN, G. (1996). Resources and related impact categories. Towards a Methodology for Life Cycle Assessment. H.A. Udo de Haes. Brussel, Belgium, SETAC - Europe.

FINNVEDEN, G. (2005). The Resource Debate Needs to Continue. International Journal of Life Cycle Assessment 10(5) p.372.

FINNVEDEN, G.et OSTLUND, P. (1997). Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. Energy 22(9) p.923-931.

FRENKEN, K. (2008). Communication personnelle. Question/feedback.

FRIEDRICH, E. (2001). Environmental Life Cycle Assesment of Potable Water Production. Durban, South Africa, University of Natal, 121p. [en ligne]. Disponible : <http://www.nu.ac.za/departement/data/FriedrichMSc.PDF>

FRIEDRICH, E. (2002). Life-cycle assessment as an environmental management tool in the production of potable water. Water Science and Technology 46(9) p.29-36.

FRIEDRICH, E., PILLAY, S.et BUCKLEY, C.A. (2007). The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. Water SA 33(4) p.443-451.

FRISCHKNECHT, R.et JUNGBLUTH, N. (2004). Ecoinvent : Overview and Methodology, Ecoinvent Center, 1, 75p.

FRISCHKNECHT, R.et JUNGBLUTH, N. (2007). Ecoinvent : Overview and Methodology, Ecoinvent Center, 1, 77p.

FRISCHKNECHT, R., STEINER, R., BRAUNSCHWEIG, A., EGLI, N. et HILDESHEIMER, G. (2008). Swiss Ecological Scarcity Method : The New Version 2006.

GADELLE, F. (1995). Le monde manquera-t-il bientôt d'eau? Cahiers Sécheresses 6 p.13.

GINESTET, A. (2008). Barcelone intéressée par l'eau de Marseille. Journal de l'Environnement [en ligne]. Disponible : <http://www.journaldelenvironnement.net/fr/document/detail.asp?id=13551&idThema=2&idSousThema=10&type=JDE&ctx=9>

GOEDKOOP, M. et SPRIENSMA, R. (2001). The Eco-Indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology report, second edition. Amersfort, Netherland, Pré Consultant, 144p.

GUINÉE, J.B., GORREE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., WEGENER SLEESWIJK, A., UDO DE HAES, H.A., DE BRUIJN, J.A. et VAN DUIN, R. (2001). Life Cycle Assessment : An Operational Guide to the ISO Standard. Leiden, The Netherlands, Centre for Environmental Science (CML), University of Leiden.

GUINÉE, J.B. et HEIJUNGS, R. (1995). A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product Life-Cycle Assessment. Environmental Toxicology and Chemistry 14 p.917-925.

HAUSCHILD, M. et POTTING, J. (2003). Spatial differentiation in Life Cycle impact Assessment - The Edip 2003 Methodology, Institute for Product Development Technical University of Denmark, 195p.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J.B.et HUPPES, G. (1997). Impact categories for natural resources and land use. Leiden, NL, Center of Environmental Science (CML), 38p. [en ligne]. Disponible : [https://www.openaccess.leidenuniv.nl/bitstream/1887/8070/1/11\\_500\\_002.pdf](https://www.openaccess.leidenuniv.nl/bitstream/1887/8070/1/11_500_002.pdf)

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J.B., HUPPES, G., LANKREIJER, R., UDO DE HAES, H.A., WEGENER SLEESWIJK, A., ANSEMS, A., EGGELS, P., VAN DUIN, R.et GOEDE, H. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products. Leiden, Netherlands, Center of Environmental Science (CML).

HUMBERT, S.et MAENDLY, R. (2008). Communication personnelle. Characterization factors for damage to aquatic biodiversity caused by water use especially from dams used for hydropower.

HUMBERT, S., MARGNI, M.et JOLLIET, O. (2005). Impact 2002+ : User Guide. Lausanne, Switzerland, Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), 40p.

IEA (2005). IEA Statistics, International Energy Agency. [en ligne]. Disponible : <http://www.iea.org/index.asp>

IPCC (2000). Special report on Emission Scenarios, Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2001). Climate Change 2001 : Synthesis Report, Intergovernmental Panel on Climate Change.

ISO 14040 (2006). Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadre, 12 p.

ISO 14044 (2006). Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Exigences et lignes directrices, 12 p.

ITSUBO, N. et INABA, A. (2003). A New LCIA Method: LIME has been completed. International Journal of Life Cycle Assessment 8(5) p.305.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6) p.324-330.

JOLLIET, O. et MÜLLER-WENK, R. (2004). The LCIA Midpoint-Damage Framework of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. International Journal of Life Cycle Assessment 9(6) p.394-404.

JOLLIET, O., SAADE, M. et CRETIAZ, P. (2005). Analyse du Cycle de Vie - Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

KOEHLER, A. (2008). Water Use in LCA : Managing the planet's freshwater resources. Zurich, Switzerland, ETH Zurich. Accepté par International Journal of Life Cycle Assessment.

KOEHLER, A. et AUSTIN, E. (2008). Assessment of Use and Depletion of Water Resources within LCA. SETAC Europe. Warsaw, Poland.

LANDU, L. et BRENT, A.C. (2006). Environmental life cycle assessment of water supply in South Africa : The Rosslyn industrial area as a case study. Water SA 32(2) p.249-256.

LASSAUX, S., RENZONI, R. et GERMAIN, A. (2007). Life Cycle Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant. International Journal of Life Cycle Assessment 12(2) p.118 - 126.

LASSERRE, F. (2005a). Australie - Le poison du sel. Eau et territoires - tension, coopérations et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005b). Eaux et territoires : tensions, coopérations et géopolitique de l'eau. Sainte-Foy, Québec, Presses de l'Université du Québec, 496 p.

LASSERRE, F. (2005c). L'Amérique a soif. Les États-Unis obligeront-ils Ottawa à céder l'eau du Canada. Eau et territoires - tension, coopérations et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005d). L'Égypte peut-elle envisager un partage du Nil? Eaux et territoires - tensions, coopération et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005e). La Chine du Nord importera de l'eau de ses montagnes lointaines. Eaux et territoires - tensions, coopération et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005f). Le Tigre et l'Euphrate, les fleuves de la discorde. Eaux et Territoires - tensions, coopération et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005g). Les eaux de la Terre Sainte - Le bassin du Jourdain au coeur de vives convoitises. Eaux et Territoires - tensions, coopération et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LASSERRE, F. (2005h). Une mer disparaît - le désastre de la mer d'Aral. Eau et Territoires - tensions, coopérations et géopolitique de l'eau. Presse de l'université du Québec. Ste Foy : 496 p.

LAWRENCE, P., MEIGH, J. et SULLIVAN, C. (2002). The water Poverty Index : An international comparison, Keele University, p. [en ligne]. Disponible :

LECONTE, J. (1998). L'eau. Paris, Presse universitaire de France.

LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R. et STEEN, B. (2002). Impact Assessment on Resources and Land Use. Life cycle impact assessment : Striving towards best practice. H.A. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop *et al.* Pensacola, Florida, SETAC.

LUNDQVIST, J. et GLEICK, P. (2000). Sustaining our Water into the 21st Century. Stockholm, Sweden, Stockholm Environment Institute, p. [en ligne]. Disponible : <http://www.earthscape.org/r1/luj01/luj01.html>

MAINGUET, M. (1996). Aridité, sécheresse et dégradation dans les aires sèches de la Chine. Cahiers Sécheresses 7(1) p.46.

MARGNI, M., GLORIA, T., BARE, J., SEPPÄLÄ, J., STEEN, B., STRUIJS, J., TOFFOLETTO, L. et JOLLIET, O. (2008). Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment, UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Non-publié.

MAYRAND, K. (1999). Les marchés internationaux de l'eau : exportations d'eau douce et marché des infrastructures urbains. Québec, Ministère des Relations internationales, p. [en ligne]. Disponible :

MEA (2005). Ecosystems and Human Well-Being, Millenium Ecosystem Assessment.

MOHAPATRA, P.K., SIEBEL, M.A., GIJZEN, H.J., VAN DER HOEK, J.P.et GROOT, C.A. (2002). Improving eco-efficiency of Amsterdam water supply : A LCA approach. Journal of Water Supply : Research and Technology - AQUA 51(4) p.217-227.

MOUSAVI, S.M., SHAMSAI, A., EL NAGGAR, M.H.et KHAMEHCHIAN, M. (2001). A GPS-based monitoring program of land subsidence due to groundwater withdrawal in Iran. Canadian Journal of Civil Engineering 28(3) p.452-464.

MÜLLER-WENK, R. (1999). Depletion of abiotic resources weighted on the base of 'virtual' impacts of lower grade deposits used in future, Institut fur Wirtschaft und Okologie.

MUTIN, G. (2000). L'eau dans le monde arabe. Paris, Ellipses.

NIXON, S.C., LACK, T.J., HUNT, D.T.E., LALLANA, C.et BOSCHET, A.F. (2000). Une utilisation durable de l'eau européenne? État, perspectives et résultats. Copenhagen, Denmark, Environmental European Agency.

NORRIS, G.A. (2003). The Franklin US LCI library, Sylvatica, 30p.

OECD (2004). OECD Key Environmental Indicators. Paris, France, OECD Environmental Directorate.

OWENS, J.W. (2001). Water Resources in Life-Cycle Impact Assessment : Considerations in Choosing Category Indicators. Journal of Industrial Ecology 5(2) p.37-54.

PEDERSON, B. (1991). Hvad er et baeredygtigt ressourceforbrug? Lyngby, Denmark, Tvaerfagligt center, Danmarks Tekniske Hojskole.

PERERA, J. (1992). The Aral Sea : Approaching total disaster. Ecodecision.

PFISTER, S., KOEHLER, A. et HELLWEG, S. (2008). Assessing the environmental impact of freshwater use in LCA. Zurich, Switzerland, ETH Zurich. Soumis à Environnemental Sciences and Technologies.

RALUY, R.G., SERRA, L., UCHE, J. et VALERO, A. (2005). Life Cycle Assessment of Water Production Technologies - Part 2 : Reverse Osmosis Desalination versus the Ebro River Water Transfer. International Journal of Life Cycle Assessment 10(5) p.346-354.

RIJSBEMAN, F.R. (2006). Water scarcity : Fact or fiction? Agricultural Water Management 80 p.5-22.

SAMSON, R., BAGE, G. et MARGNI, M. (2007). Notes de cours GCH 6310, Analyse environnementale du cycle de vie des produits et des procédés. Montréal, Canada, École Polytechnique de Montréal.

SANJUAN, N., UBEDA, L., G. CLEMENTE, G., A. MULET, A. et F. GIRONA, F. (2005). LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana (Spain). International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology 4(2) p.163 - 177.

SECKLER, D. (1993). Designing water resources strategies for the twenty-first century. Arlington, Virginia, USA, Winrock International.

SECKLER, D., AMARASINGHE, U., MOLDEN, D., RADHIKA, D.S. et RANDOLPH, B. (1998). World water demand and supply, 1990 to 2025 : Scenarios and issues. Columbo, Sri Lanka, International Water Management Institute, 50p.



SHEN, Y., OKI, T., UTSUMI, N., KANAE, S. et HANASAKI, N. (2008). Projection of future world water resources under SRES scenarios : Water withdrawal. Hydrological Sciences Journal 53(1) p.11-33.

SHIKLOMANOV, I.A. (1997). Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World : Assessment of Water Resources and Water Availability on the World. Stockholm, Sweden, World Meteorological Organization, 88 p.

SHIKLOMANOV, I.A. et RODDA, J.C. (2003). World Water Resources at the Beginning of the 21st Century. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

SOMBEKKE, H.D.M., VOORHOEVE, D.K. et HIEMSTRA, P. (1997). Environmental impact assessment of groundwater treatment with nanofiltration. Desalination 113(2-3) p.293-296.

SPRIENSMA, R. (2004). The Buwal 250 library, PRé Consultant, 44 p.

STEWART, M. et WEIDEMA, B.P. (2005). A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality. International Journal of Life Cycle Assessment 10(4) p.240-247.

STRANDDORF, H., HOFFMANN, L. et SCHMIDT, A. (2003). LCA technical report : Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Update on selected EDIP97-data. Lyngby, Denmark, LCA Center.

SULLIVAN, C. (2002). Calculating a Water Poverty Index. World Development 30(7) p.1195-1211.

TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C. et DESCHÊNES, L. (2007). LUCAS - A new LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. International Journal of Life Cycle Assessment 12(2) p.93-102.

UDO DE HAES, H., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S.I., PENNINGTON, D.W., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). Life-cycle impact assesment : striving towards best practice. Pensacola, Florida, SETAC, p.

UNCSD (1992). Agenda 21.

UNCSD (1997). Inventaire exhaustif des ressources mondiales en eau douce, Economic and Social Council, 62p.

UNESCO (2003). The United Nation Water Development Program "Water for people, water for life".

UNESCO (2006). The 2nd UN World Water Development Report : 'Water, a shared responsibility, p. [en ligne]. Disponible : [http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr2/table\\_contents.shtml](http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr2/table_contents.shtml)

UNIVERSITY OF TWENTE et UNESCO-IHE (2008). Water foot print and virtual water, [en ligne]. <http://www.waterfootprint.org/?page=files/home>

USGS (2003). Ground-Water Depletion Across the Nation. Reston, USA, US Geological Survey, 4 p.

VAN ZELM, R., ROMBOUTS, M., SNEPVANGERS, J. et HUIJBREGTS, M.A.J. (2008). Communication personnelle. Desiccation due to groundwater extraction in The Netherlands in LCIA.

VINCE, F. (2005). Bilan et gestion alternative des ressources en eau. Paris, Véolia environnement.

VINCE, F. (2007). Communication personnelle : UNEP/SETAC Life Cycle Initiative Working group : Assessment of water use and consumption within LCA.

VINCE, F. (2008). Environmental evaluation of potable water supply. Lausanne, École Polytechnique Fédérale de Lausanne. Ph. D.

VINCE, F., AOUSTIN, E., BREANT, P. et MARECHAL, F. (2008a). Environmental evaluation of potable water supply. Lausanne, Switzerland, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

VINCE, F., AOUSTIN, E., BREANT, P. et MARECHAL, F. (2008b). LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. Desalination 220(1-3) p.37-56.

WBCSD (2007). Global Water Tool, WBCSD [en ligne]. Disponible : <http://www.wbcd.org/templates/TemplateWBCSD5/layout.asp?type=p&MenuId=MTUxNQ&doOpen=1&ClickMenu=LeftMenu>

WEIDEMA, B., FINNVEDEN, G. et STEWART, M. (2005). Impacts from Resource Use A common position paper. International Journal of Life Cycle Assessment 10(6) p.382.

WORLD BANK (2008). World Bank list of economies, World Bank. [en ligne]. Disponible : <http://web.worldbank.org>

WORLD RESOURCE INSTITUTE (2003). Annual Renewable Water Supply Per Person by Basin for 1995 and Projections for 2025.

WORLD RESOURCE INSTITUTE (2004). Earthtrend. [en ligne]. Disponible : [http://earthtrends.wri.org/searchable\\_db/index.php?action=select\\_theme&theme=2](http://earthtrends.wri.org/searchable_db/index.php?action=select_theme&theme=2)

WWF (2007). Making Water. Desalination : option or distraction for a thirsty world?, Wild World Foundation, 53 p.

**Quantifications des impacts reliés à l'utilisation de la  
ressource eau en Analyse du Cycle de Vie : définition d'un  
cadre d'étude et développement de facteurs de caractérisation**

**Annexes**

## Annexe A Modèles hydrologiques

The Aquastat computation sheet				
AQUASTAT				
Computation of renewable water resources by country (km <sup>3</sup> /year, average)				
Country: Tunisia				
<b>INTERNAL RENEWABLE WATER RESOURCES (IRWR)</b>				
Precipitation	Source FAO 1997	Area country		
	207 mm/yr	16 361 000 ha		33.867 km <sup>3</sup> /yr
Water resources produced internally in a 10th frequency dry year				
Surface water produced internally (R)	a	3.100		
Groundwater produced internally (I)	b	1.450		
Overlap (Q <sub>IN</sub> -Q <sub>OUT</sub> )			0.400 c	(1)
Total internal renewable water resources		4.550	=c	4.150 d=a+b-c
<b>EXTERNAL RENEWABLE WATER RESOURCES</b>				
Natural      Actual				
Surface water				
Surface water entering the country (SW <sub>IN</sub> )	e	0.310	From Algeria	
Inflow not submitted to treaties		0.310	f	
Inflow submitted to treaties				
Inflow secured through treaties			g	
Accounted inflow	h=e	0.310	i=f+g	
Flow in border rivers (SW <sub>BR</sub> )				
Total flow of border rivers	j	0.000	k	
Accounted flow of border rivers				
Shared lakes (SW <sub>PL</sub> )				
Accounted part of shared lakes	l	0.000	m	
Surface water leaving the country (SW <sub>OUT</sub> )				
Outflow not submitted to treaties	n	0.160		
Outflow submitted to treaties				
Flow to be reserved by treaties			o	
Surface water: total external (natural)	p=h+i+j	0.310		
Surface water: total external (actual)			q=m+k+f+g	0.310
			r=o	a1=q-r
Groundwater				
Groundwater entering the country (GW <sub>IN</sub> )	s	0.100	From Algeria	
Groundwater leaving the country (GW <sub>OUT</sub> )	t	0.000	u	
Total				
Total external water resources (natural)	v=p+s	0.410		w=v
Total external water resources (actual)				x=a1+a2
<b>TOTAL RENEWABLE WATER RESOURCES (TRWR)</b>				
Natural      Actual      Total				
Surface water: total	y=a+p	3.410	aa=a+a1	
Groundwater: total	z=b+s	1.550	bb=b+a2	
Overlap	c	0.400	c	
Water resources: total	wn=y+z-c	4.560	wa=aa+bb-c	
Dependency ratio				
			8.99 %	=100*(q+a2)/(q+a2+d)
<b>EXPLOITABLE WATER RESOURCES</b>				
Regular renewable surface water	bb	0.300		
Irregular renewable surface water	cc	2.175		
Regular renewable groundwater	dd	1.150		
Exploitable water resources: Total	=bb+cc+dd	3.625	(2)	
Non renewable resources				
		0.600	Nb of years	? (3)

Figure A.1 Feuille de calcul Aquastat (tiré de FAO, 2007)

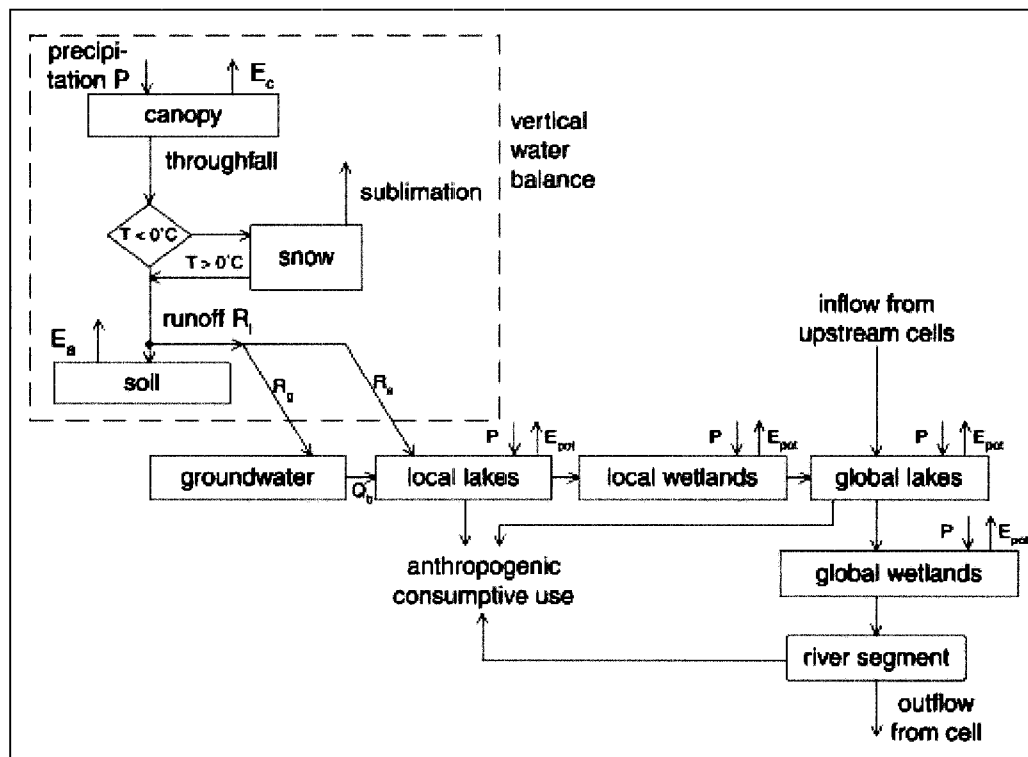


Figure A.2 Modèle hydrologique de DII (tiré de Döll *et al.*, 2003)

## Annexe B Analyse du Cycle de Vie des procédés de compensation

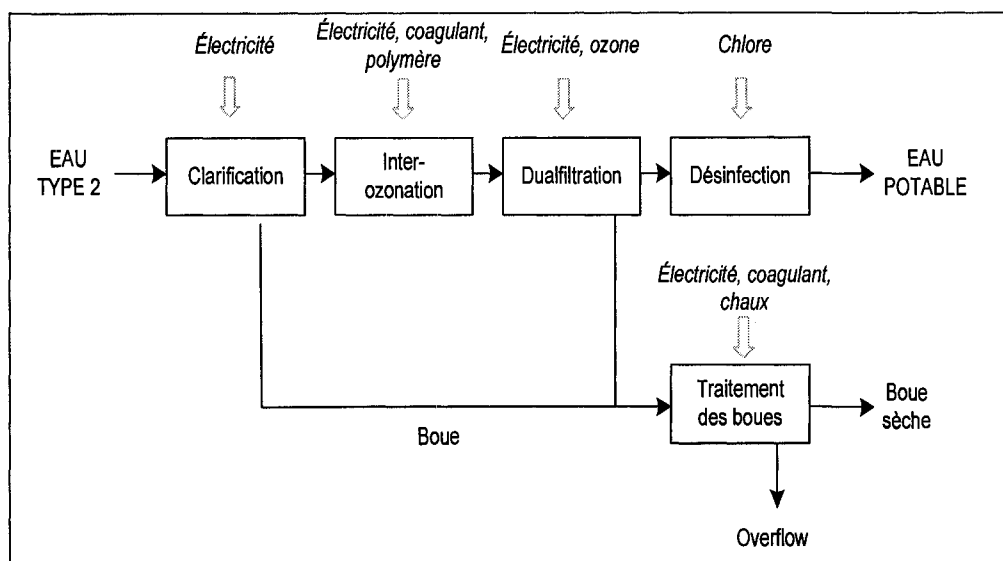


Figure B.1 Description de la filière conventionnelle de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008)

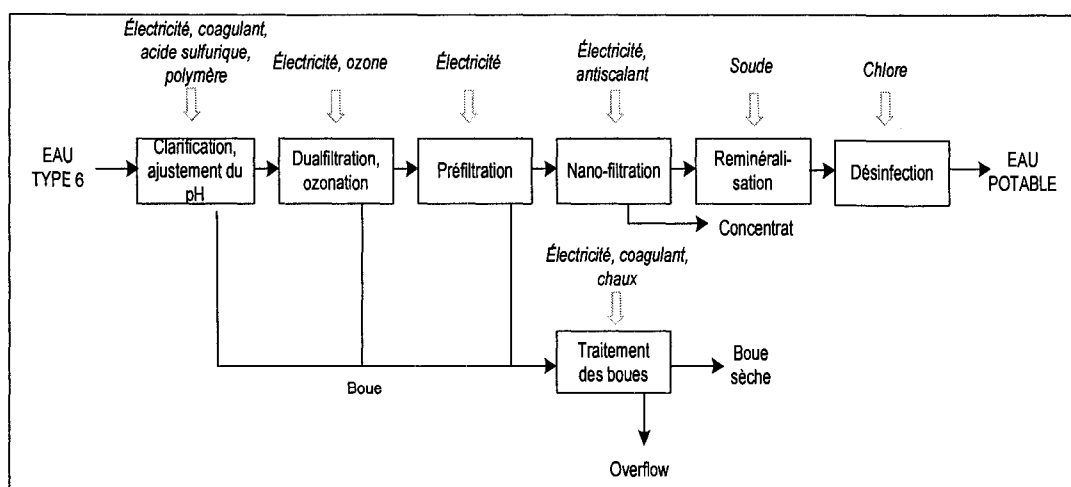


Figure B.2 Description de la filière nano-filtration de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008)



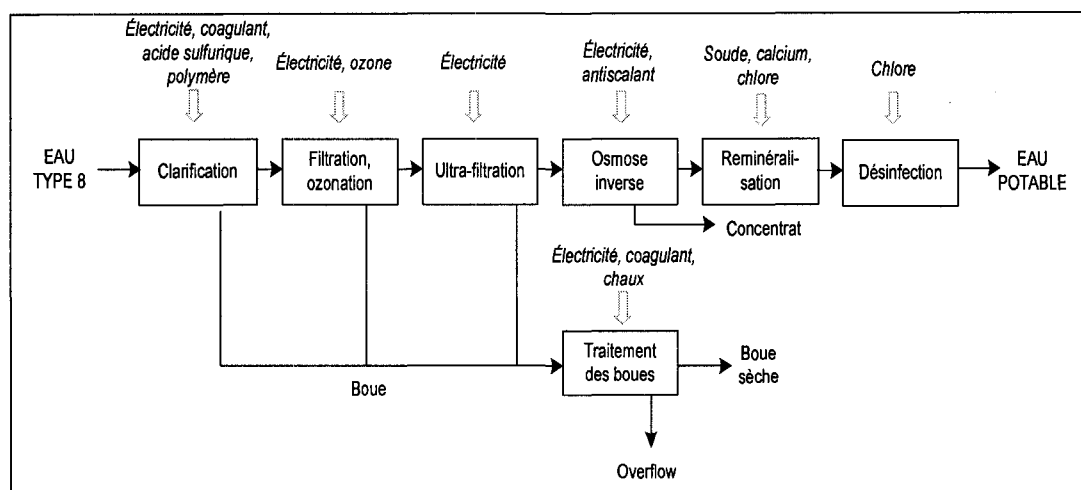


Figure B.3 Description de la filière osmose inverse de production d'eau potable (adapté de Vince, 2008)

Tableau B.1 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière conventionnelle

Processus proposés par Vince (Vince, 2008)	Processus ecoinvent choisi	Qtité
PAC for coagulation	Aluminium sulphate, powder, at plant	27 g
Anionic polymer for settling	n.c	0,18 g
Micro sand weight	Sand, at mine	0,8 g
GAC weight	Carbon black, at plant	2,5 g
Ozone weight	Ozone, liquid, at plant	2 g
Sodium hypochlorite weight	Sodium hypochlorite, 15% in H <sub>2</sub> O, at plant	2 g
Electricity for water treatment	Electricity, production mix	45 Wh
Electricity for intake pumping	Electricity, production mix	360 Wh
Concrete for plant construction	Concrete, normal, at plant	1.E-5 m3
Steel for plant construction	Reinforcing steel, at plant	1,8 g
Chlorine for disinfection	Chlorine, liquid, production mix	2 g

**Tableau B.2 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière nano-filtration**

<b>Processus proposés par Vince (Vince, 2008)</b>	<b>Processus ecoinvent correspondant</b>	<b>Qtité</b>
Sulfuric acid for coagulation	Sulfuric acid, liquid, at plant	80 g
Ferric chloride for coagulation	Iron (III) chloride, 40% in H <sub>2</sub> O, at plant	47 g
Anionic polymer for settling	n.c	0,18 g
Micro sand for settling	Sand, at mine	0,8 g
Ozone for disinfection	Ozone, liquid, at plant	1,3 g
Antiscalant against membrane fouling	Sodium, triphosphosphate, at plant	2,5 g
Biocides for membrane cleaning	Biocides, for paper production, at plant	1,3 g
EDTA for membrane cleaning	EDTA, at plant	1,3 g
Sodium hydroxide for remineralization	Sodium hydroxide, 50% in H <sub>2</sub> O, production mix, at plant	20 g
Sodium hypochlorite weight for final disinfection	Sodium hypochlorite, 15% in H <sub>2</sub> O, at plant	2 g
Electricity for water treatment	Electricity, production mix	500 Wh
Electricity for intake pumping	Electricity, production mix	360 Wh
Concrete for plant construction	Concrete, normal, at plant	1,4E- 5m3
Steel for plant construction	Reinforcing steel, at plant	2,3 g
PVC for membrane renewal	Polyvinylchloride, at regional storage	0,1 g
Epoxy resin for membrane renewal	Epoxy resin, liquid, at plant	0,4 g
Polyamide for membrane renewal	n.c	0,6 g
Chlorine for disinfection	Chlorine, liquid, production mix	2 g

**Tableau B.3 Processus élémentaires choisis pour la modélisation de la filière osmose inverse**

<b>Processus proposés par Vince (Vince, 2008)</b>	<b>Processus ecoinvent correspondant</b>	<b>Qtité</b>
PAC for coagulation	Aluminium sulphate, powder, at plant	51 g
Anionic polymer for settling	n.c	0,25 g
Ozone for disinfection	Ozone, liquid, at plant	2,5 g
Antiscalant against membrane fouling	Sodium, tripolyphosphate, at plant	4,5 g
Biocides for membrane cleaning	Biocides, for paper production, at plant	2,5 g
EDTA for membrane cleaning	EDTA, at plant	2,5 g
Sodium hydroxide for remineralization	Sodium hydroxide, 50% in H <sub>2</sub> O, production mix, at plant	60 g
Calcium chloride for remineralization	n.c	100 g
Sodium hypochlorite weight for final disinfection	Sodium hypochlorite, 15% in H <sub>2</sub> O, at plant	2 g
Electricity for water treatment	Electricity, production mix	3300Wh
Electricity for intake pumping	Electricity, production mix	
Concrete for plant construction	Concrete, normal, at plant	6E-5 m3
Steel for plant construction	Reinforcing steel, at plant	11 g
PVC for membrane renewal	Polyvinylchloride, at regional storage	0,26 g
Epoxy resin for membrane renewal	Epoxy resin, liquid, at plant	0,8 g
Polyamide for membrane renewal	n.c	1,1 g
Chlorine for disinfection	Chlorine, liquid, production mix	2 g

**Tableau B.4 Mix énergétiques des différents pays pour lesquels les procédés de compensation sont modélisés (exprimé en pourcentage de la production totale)**

<b>Filière énergétique</b>	<b>Arabie Saoudite*</b>	<b>Chine**</b>	<b>Espagne**</b>	<b>France**</b>	<b>UCTE***</b>	<b>USA**</b>
Charbon	0,000	78,600	24,292	4,441	n.c	47,400
Nucléaire	0,000	2,130	22,763	78,052	n.c	19,700
Hydroélectricité	0,000	15,900	12,667	11,827	n.c	7,741
Pétrole	49,107	2,870	8,424	1,007	n.c	3,310
Gaz naturel	50,893	0,321	19,545	3,159	n.c	17,400
Cogénération	0,000	0,099	1,500	0,236	n.c	1,126
Éolien	0,000	0,061	5,802	0,149	n.c	0,352
Lignite	0,000	0,000	3,712	0,000	n.c	2,260
Gaz industriel	0,000	0,000	0,398	0,482	n.c	0,099
Biomasse	0,000	0,000	0,559	0,081	n.c	0,000
Solaire	0,000	0,000	0,037	0,000	n.c	0,015

\* Adapté de {IEA, 2008 #205}

\*\*Tiré de Ecoinvent (Frischknecht et Jungbluth, 2004)

\*\*\* Construit comme un mix des différents mix énergétiques des pays. Les données ne sont donc pas représentées dans ce tableau

**Tableau B.5-1 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 1)**

Catégories d'impact	Unité	Arab. saoudite			Chine		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	2,26E-03	6,05E-03	8,09E-03	2,07E-03	5,62E-03	7,61E-03
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	2,22E-03	5,70E-03	1,09E-02	1,63E-02	3,70E-02	4,56E-02
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	2.88E-04	7.32E-04	7.73E-04	8.20E-04	1.91E-03	2.08E-03
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	5.12E-03	8.29E-02	9.40E-02	9.56E-01	2.19E+00	2.43E+00
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	5.34E-08	1.69E-07	1.34E-07	1.04E-08	7.36E-08	2.86E-08
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	8.00E-05	1.92E-04	2.24E-04	2.00E-05	5.92E-05	7.66E-05
Aquat. ecotox	kg TEG water	1,12E+01	2,82E+01	3,13E+01	1,17E+01	2,91E+01	3,23E+01
Ter. ecotox.	kg TEG soil	3,02E+00	8,31E+00	8,59E+00	1,90E+00	5,82E+00	5,84E+00
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	6,48E-03	1,61E-02	1,75E-02	1,33E-02	3,13E-02	3,42E-02
Land. ocup.	m <sup>2</sup> org. arable	3,34E-04	1,42E-03	1,18E-03	2,33E-03	5,85E-03	6,08E-03
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	2,40E-03	6,28E-03	6,33E-03	5,18E-03	1,24E-02	1,31E-02
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	2,01E-05	1,25E-04	1,85E-04	2,91E-06	8,68E-05	1,42E-04
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	3,59E-01	8,22E-01	9,40E-01	4,85E-01	1,10E+00	1,25E+00
Non-renw. energy	MJ primary	5,89E+00	1,33E+01	1,51E+01	4,98E+00	1,12E+01	1,29E+01
Min. extr.	MJ surplus	7,33E-03	6,72E-03	1,67E-02	7,44E-03	6,97E-03	1,70E-02

**Tableau B.5-2 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 2)**

Catégories d'impact	Unité	Espagne			France		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	9,41E-04	3,13E-03	4,85E-03	5,74E-04	2,31E-03	3,95E-03
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	3,61E-03	8,79E-03	1,44E-02	1,51E-03	4,13E-03	9,20E-03
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	3,34E-04	8,33E-04	8,85E-04	6,45E-05	2,36E-04	2,24E-04
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	1,36E+01	3,03E+01	3,35E+01	5,36E+01	1,19E+02	1,32E+02
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	2,13E-08	9,78E-08	5,54E-08	9,41E-09	7,15E-08	2,62E-08
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	2,73E-05	7,54E-05	9,46E-05	1,12E-05	3,97E-05	5,50E-05
Aquat. ecotox	kg TEG water	1,37E+01	3,37E+01	3,74E+01	1,42E+01	3,48E+01	3,86E+01
Ter. ecotox.	kg TEG soil	2,73E+00	7,66E+00	7,87E+00	1,09E+00	4,02E+00	3,85E+00
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	6,32E-03	1,58E-02	1,71E-02	1,19E-03	4,39E-03	4,48E-03
Land. ocup.	m <sup>2</sup> org arable	9,19E-04	2,72E-03	2,61E-03	2,46E-04	1,22E-03	9,59E-04
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	2,33E-03	6,12E-03	6,14E-03	4,57E-04	1,96E-03	1,54E-03
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	5,70E-06	9,30E-05	1,49E-04	1,71E-06	8,41E-05	1,39E-04
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	2,39E-01	5,58E-01	6,48E-01	5,40E-02	1,46E-01	1,92E-01
Non-renw. energy	MJ primary	4,61E+00	1,04E+01	1,20E+01	5,63E+00	1,27E+01	1,45E+01
Min. extr.	MJ surplus	7,57E-03	7,26E-03	1,73E-02	7,65E-03	7,42E-03	1,75E-02

**Tableau B.5-3 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact problèmes de la méthode Impact 2002+ (part 3)**

Catégories d'impact	Unité	UCTE			USA		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	1,21E-03	3,52E-03	5,30E-03	2,31E-02	5,24E-02	5,94E-02
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	2,57E-03	6,39E-03	1,17E-02	7,59E-03	1,76E-02	2,41E-02
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	1,93E-04	5,05E-04	5,23E-04	2,80E-04	7,14E-04	7,53E-04
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	1,96E+01	4,36E+01	4,83E+01	9,94E+00	2,21E+01	2,45E+01
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	1,91E-08	8,07E-08	3,77E-08	1,71E-08	8,85E-08	4,50E-08
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	2,80E-05	6,96E-05	8,89E-05	4,68E-05	1,19E-04	1,42E-04
Aquat. ecotox.	kg TEG water	1,08E+01	2,67E+01	2,97E+01	3,04E+01	7,06E+01	7,82E+01
Ter. ecotox.	kg TEG soil	1,81E+00	5,30E+00	5,29E+00	4,74E+00	1,21E+01	1,28E+01
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	3,39E-03	8,76E-03	9,36E-03	6,07E-03	1,52E-02	1,65E-02
Land. occup.	m <sup>2</sup> org.arable	6,02E-04	1,93E-03	1,75E-03	9,15E-04	2,71E-03	2,60E-03
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	1,28E-03	3,72E-03	3,49E-03	2,60E-03	6,72E-03	6,81E-03
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	3,34E-06	8,60E-05	1,42E-04	3,68E-06	8,85E-05	1,44E-04
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	2,43E-01	5,52E-01	6,43E-01	3,50E-01	8,03E-01	9,19E-01
Non-renw. energy	MJ primary	5,14E+00	1,13E+01	1,30E+01	5,92E+00	1,33E+01	1,52E+01
Min. extr.	MJ surplus	7,48E-03	7,02E-03	1,71E-02	7,61E-03	7,34E-03	1,74E-02



**Tableau B.6-1 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 1)**

Catégories d'impact	Unité	Arab. saoudite			Chine		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Santé humaine	DALY	2,14E-07	5,46E-07	5,95E-07	6,26E-07	1,46E-06	1,61E-06
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	3,16E-02	8,54E-02	8,90E-02	3,20E-02	8,64E-02	9,00E-02
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	3,59E-01	8,22E-01	9,40E-01	4,85E-01	1,10E+00	1,25E+00
Ressources	MJ primaire	5,90E+00	1,33E+01	1,51E+01	4,99E+00	1,12E+01	1,29E+01

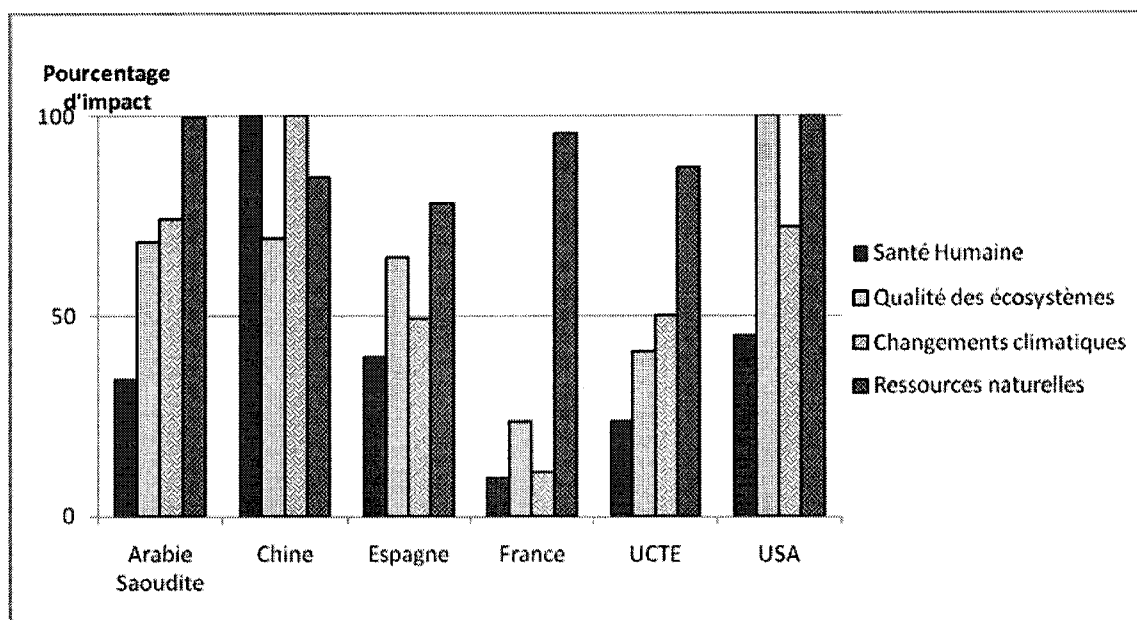
**Tableau B.6-2 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 2)**

Catégories d'impact	Unité	Espagne			France		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Santé humaine	DALY	2,49E-07	6,23E-07	6,81E-07	6,23E-08	2,08E-07	2,22E-07
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	2,99E-02	8,17E-02	8,48E-02	1,08E-02	3,95E-02	3,81E-02
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	2,39E-01	5,58E-01	6,48E-01	5,40E-02	1,46E-01	1,92E-01
Ressources	MJ primaire	4,61E+00	1,04E+01	1,20E+01	5,64E+00	1,27E+01	1,45E+01

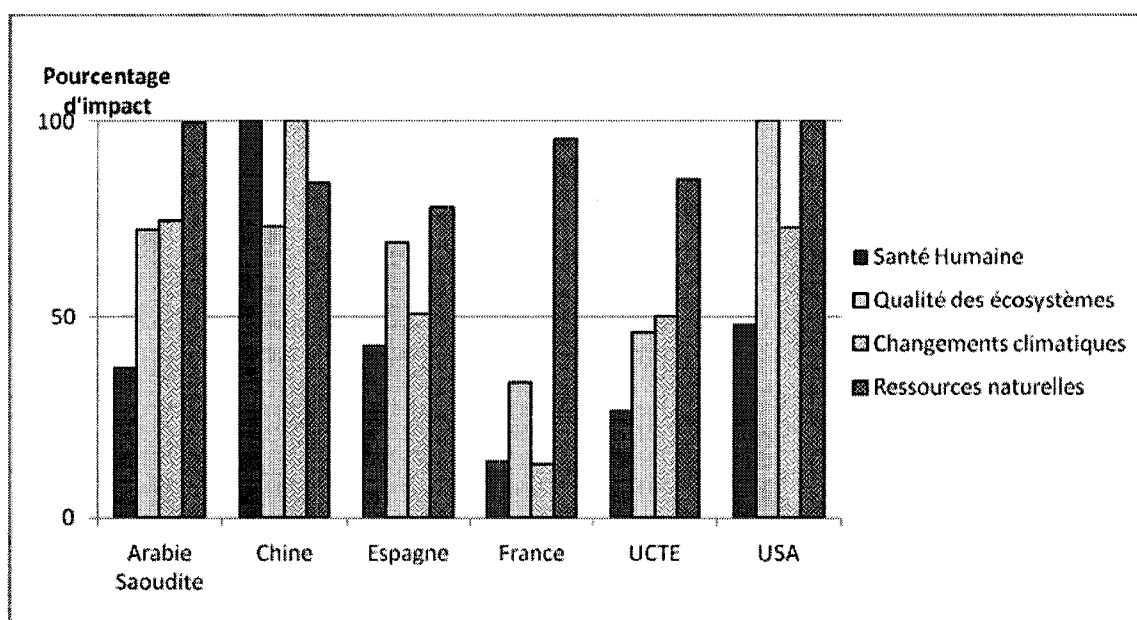
**Tableau B.6-3 Scores d'impacts des filières de production d'eau potable pour les catégories d'impact dommages de la méthode Impact 2002+ (part 3)**

Catégories d'impact	Unité	UCTE			USA		
		Conv.	Nano.	Osmose	Conv.	Nano.	Osmose
Santé humaine	DALY	1,50E-07	3,90E-07	4,24E-07	2,84E-07	7,01E-07	7,66E-07
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	1,90E-02	5,45E-02	5,50E-02	4,63E-02	1,18E-01	1,25E-01
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	2,43E-01	5,52E-01	6,43E-01	3,50E-01	8,03E-01	9,19E-01
Ressources	MJ primaire	5,14E+00	1,13E+01	1,30E+01	5,92E+00	1,33E+01	1,52E+01

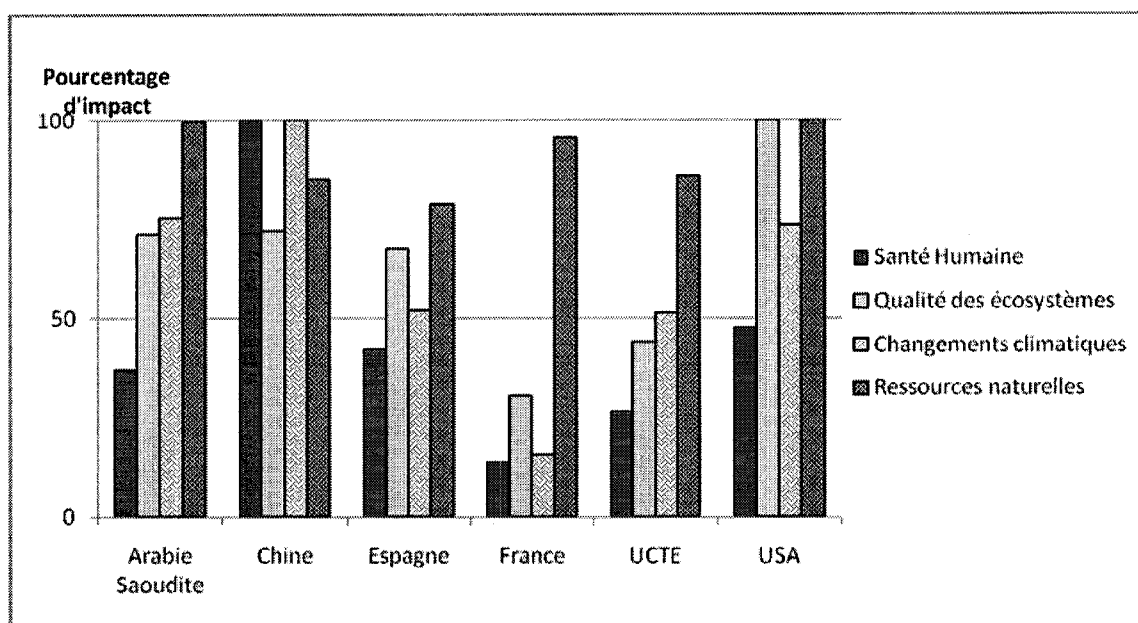




**Figure B.4 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière conventionnelle**



**Figure B.5 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière nano-filtration**



**Figure B.6 Comparaison relative des impacts de la production d'eau potable par la filière osmose inverse**

## Annexe C Scores d'impact additionnel

Tableau D.1-1 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 1)

Catégories d'impact	Unité	Arab. saoudite		Espagne (UCTE)		Espagne (national)	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	5,48E-4	1,29E-4	1,84E-04	3,96E-05	1,75E-04	3,82E-05
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	8,20E-4	3,32E-4	4,10E-04	1,18E-04	4,82E-04	1,24E-04
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	4,56E-5	2,62E-6	1,48E-05	4,11E-07	2,47E-05	1,16E-06
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	8,35E-3	7,00E-4	1,28E+00	1,04E-01	8,92E-01	7,18E-02
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	7,6E-9	-2,21E-9	8,34E-10	-9,54E-10	1,53E-09	-9,42E-10
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	1,35E-5	2,00E-6	2,73E-06	4,27E-07	3,02E-06	4,24E-07
Aquat. ecotox.	kg TEG water	1.88	1,95E-1	8,45E-01	6,59E-02	1,05	8,13E-29
Ter. ecotox.	kg TEG soil	5,23E-1	1,78E-2	1,56E-01	-1,68E-04	2,30E-1	4,71E-03
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	1.03E-03	8,48E-5	2,68E-04	1,33E-05	4,82E-04	2,88E-05
Land. ocup.	m <sup>2</sup> org.arable	7,91E-05	-1,52E-5	5,16E-05	-3,93E-06	7,60E-05	-2,25E-06
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	3,69E-04	2,68E-6	9,90E-05	-4,99E-06	1,71E-04	5,48E-07
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	1,55E-05	3,77E-6	6,20E-06	1,23E-06	6,43E-06	1,25E-06
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	5,47E-2	7,84E-3	1,79E-02	2,00E-03	1,82E-2	1,99E-03
Non-renw. energy	MJ primary	8,66E-1	1,17E-1	3,53E-01	3,70E-02	3,29E-1	3,42E-2
Min. extr.	MJ surplus	8,85E-04	6,36E-4	4,31E-04	2,23E-04	4,38E-04	2,24E-04

**Tableau D.1-2 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 2)**

Catégories d'impact	Unité	Chine		France (UCTE)		France (national)	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	5,50E-06	1,50E-05	4,34E-05	1,55E-05	3,58E-05	1,42E-05
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	2,90E-05	6,46E-05	9,69E-05	4,62E-05	8,15E-05	4,40E-05
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	1,25E-06	1,26E-06	3,50E-06	1,61E-07	1,69E-06	-1,01E-07
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	1,46E-03	1,78E-03	3,04E-01	4,07E-02	8,29E-01	1,10E-01
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	1,81E-11	-3,39E-10	1,97E-10	-3,73E-10	1,78E-10	-3,93E-10
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	5,62E-08	1,31E-07	6,45E-07	1,67E-07	4,65E-07	1,33E-07
Aquat. ecotox	kg TEG water	2,05E-02	2,39E-02	2,00E-01	2,58E-02	2,58E-01	3,28E-02
Ter. ecotox.	kg TEG soil	3,91E-03	1,18E-04	3,69E-02	-6,59E-05	2,92E-02	-1,53E-03
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	2,08E-05	2,22E-05	6,33E-05	5,19E-06	3,48E-05	7,20E-07
Land. ocup.	m <sup>2</sup> org.arable	3,72E-06	1,76E-06	1,22E-05	-1,54E-06	7,56E-06	-2,27E-06
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	7,90E-06	5,27E-06	2,34E-05	-1,95E-06	1,15E-05	-3,64E-06
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	1,38E-07	4,17E-07	1,47E-06	4,83E-07	1,46E-06	4,79E-07
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	7,60E-04	1,11E-03	4,23E-03	7,84E-04	1,46E-03	3,98E-04
Non-renw. energy	MJ primary	7,83E-03	1,23E-02	8,34E-02	1,45E-02	9,38E-02	1,55E-02
Min. extr.	MJ surplus	9,51E-06	7,56E-05	1,02E-04	8,74E-05	1,05E-04	8,77E-05

**Tableau D.1-3 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « problèmes » de la méthode Impact 2002+ (part 3)**

Catégories d'impact	Unité	Pays-Bas		USA	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Cancer.	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	3,00E-04	0,00	4,00E-04	3,53E-05
Non-Cancer	kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	4,96E-04	0,00	1,82E-04	3,29E-05
Resp. Inorg.	kg PM2.5 eq	4,05E-05	0,00	5,22E-06	1,99E-07
Ioniz. Rad.	Bq C-14 eq	3,12E+00	0,00	1,61E-01	1,20E-02
Ozone layer dep.	kg CFC-11 eq	8,01E-09	0,00	3,09E-10	-2,19E-10
Resp. Inorg.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	5,41E-06	0,00	1,06E-06	1,20E-07
Aquat. ecotox	kg TEG water	2,07E+00	0,00	5,28E-01	3,84E-02
Ter. ecotox.	kg TEG soil	4,54E-01	0,00	8,90E-02	3,48E-03
Ter. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	6,99E-04	0,00	1,15E-04	6,26E-06
Land. ocup.	m <sup>2</sup> org.arable	1,73E-04	0,00	1,86E-05	-5,17E-07
Aquat. acid.	kg SO <sub>2</sub> eq	3,16E-04	0,00	4,64E-05	4,48E-07
Aquat. eutroph.	kg PO <sub>4</sub> P-lim	1,07E-05	0,00	1,55E-06	2,81E-07
Glob. warm.	kg CO <sub>2</sub> eq	4,02E-02	0,00	6,28E-03	5,86E-04
Non-renw. energy	MJ primary	8,06E-01	0,00	1,02E-01	9,37E-03
Min. extr.	MJ surplus	-5,99E-05	0,00	1,08E-04	5,10E-05

**Tableau D.2-1 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 1)**

Catégories d'impact	Unité	Arab. saoudite		Espagne (UCTE)		Espagne (national)	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Santé humaine	DALY	3,58E-08	3,14E-09	1,23E-08	7,45E-10	1,93E-08	1,27E-09
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	5,40E-03	2,23E-04	1,61E-03	1,14E-05	2,45E-03	6,83E-05
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	5,47E-02	7,52E-03	1,79E-02	1,99E-03	1,82E-02	1,98E-03
Ressources	MJ primaire	8,68E-01	1,18E-01	3,52E-01	3,69E-02	3,29E-01	3,42E-02

**Tableau D.2-2 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 2)**

Catégories d'impact	Unité	Chine		France (UCTE)		France (national)	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Santé humaine	DALY	9,72E-10	1,11E-09	2,91E-09	2,94E-10	1,69E-09	1,16E-10
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	5,76E-05	2,72E-05	3,81E-04	4,49E-06	2,89E-04	1,22E-05
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	7,60E-04	1,11E-03	4,23E-03	7,84E-04	1,46E-03	3,98E-04
Ressources	MJ primaire	7,84E-03	1,24E-02	8,35E-02	1,46E-02	9,39E-02	1,56E-02

**Tableau D.2-3 Impacts du scénario de compensation lié l'utilisation de 1m<sup>3</sup> d'eau selon les catégories d'impact « dommages » de la méthode Impact 2002+ (part 3)**

Catégories d'impact	Unité	Pays-Bas		USA	
		Type 2	Type 6	Type 2	Type 6
Santé humaine	DALY	3,13E-08	0,00	5,32E-09	3,33E-10
Ecosyst. quality	PDF*m <sup>2</sup> *an	4,61E-03	0,00	8,70E-04	3,54E-05
Chgt. clim	Kg CO <sub>2</sub> eq	4,02E-02	0,00	6,28E-03	5,86E-04
Ressources	MJ primaire	8,06E-01	0,00	1,02E-01	9,42E-03